

Umweltbezogene Optimierungsmodelle für die Zellstoff- und Papierindustrie unter Einbeziehung des Altpapierwiedereinsatzes

Inaugural-Dissertation
zur Erlangung des Grades Doctor rerum politicarum
(Dr. rer. pol.)
an der Ludwig-Maximilians-Universität München

vorgelegt von
Josef P. Schönbauer

1976



Digitized by the Internet Archive
in 2026

https://archive.org/details/IA41553810_0001

Umweltbezogene Optimierungsmodelle für die Zellstoff- und Papierindustrie unter Einbeziehung des Altpapierwiedereinsatzes

Inaugural-Dissertation
zur Erlangung des Grades Doctor rerum politicarum
(Dr. rer. pol.)
an der Ludwig-Maximilians-Universität München

vorgelegt von
Josef P. Schönbauer

1976



Referent: Prof. Dr. Friedrich Hanssmann

Korreferent: Prof. Dr. Karl Oettle

Tag der mündlichen Prüfung: 26. Juli 1976

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1. PROBLEMSTELLUNG UND ZIEL DER STUDIE	1
1.1. Umweltqualität als soziales Ziel	1
1.2. Umweltschädigungen und industrielle Aktivität	5
1.2.1. Wichtige Schädigungskategorien	5
1.2.2. Herkunft der Umweltbelastungen	9
1.2.3. Schadstoffanfall in der Industrie	13
1.3. Entscheidungsprobleme im industriellen Umweltschutz	17
1.3.1. Notwendigkeit und Problematik steuernder Eingriffe	17
1.3.2. Probleme des staatlichen Steuerungssystems und der industriellen Anpassung	24
1.4. Forschungsziele	30
2. AUSWAHL UND DISKUSSION EINES QUANTITATIVEN BASISKONZEPTS FÜR DEN INDUSTRIELLEN UMWELTSCHUTZ	33
2.1. Anforderungen an ein Modell für die Umweltschutzplanung	33
2.2. Lineare Prozeßmodelle als Planungsinstrumente des industriellen Umweltschutzes	38
2.2.1. Struktur und Wirkungsweise	38
2.2.2. Grenzen des linearen Modellansatzes	49
2.2.3. Möglichkeiten der Konstruktion umfassenderer Modellsysteme	53
2.2.3.1. Modellierung größerer Industriekomplexe	53
2.2.3.2. Erweiterung zum ökologisch-ökonomischen Interaktionsmodell	56
2.2.4. Überblick über bisherige Anwendungen	60

	Seite
3. PRODUKTIONSVERHÄLTNISSE UND UMWELTPROBLEME DER ZELLSTOFF- UND PAPIERINDUSTRIE	64
3.1. Analyse der Produktions- und Konsumtionsprozesse	64
3.1.1 Prozessualer Gesamtzusammenhang	64
3.1.2. Wichtige Teilprozesse	66
3.2 Entstehung und Behandlung von Produktions- und Konsumtionsresiduen	72
3.2.1 Residuen der Zellstoff- und Papierherstellung	72
3.2.1.1 Bedeutende Residuenarten und -quellen	72
3.2.1.2 Maßnahmen zur Verminderung der Umweltbelastungen	76
3.2.2 Residuen der Papierverarbeitung und -verwendung	84
3.2.2.1 Analyse der Altpapierentstehung	84
3.2.2.2 Altpapiererfassung	91
3.2.2.3. Wiedereinsatz von Altpapier	93
3.3 Spezifische Gegebenheiten in der Bundesrepublik Deutschland	103
3.3.1 Leistung, Verbrauch und Branchenstruktur	103
3.3.2 Derzeitiges Niveau der Umweltbelastungen	105
3.3.3 Wichtige Gesetzesbestimmungen im Bereich des Umweltschutzes	110

	Seite
4. MODELLENTWICKLUNG	114
4.1 Grundlegende Strukturierungsprobleme	114
4.2 Teilmodell I: Zellstoffherstellung	117
4.2.1 Wichtige Modellannahmen	117
4.2.2 Produktionsprozesse und Produktionsbedingungen	120
4.2.3 Prozesse der Residuenvermeidung	130
4.2.4 Maßnahmen der Residuenbehandlung	142
4.2.5 Formulierung des Teilmodells I	156
4.3 Teilmodell II: Innerbetriebliche Wasserwirtschaft und Abwasserreinigung in der Papierfabrikation	187
4.3.1 Produktionsbedingungen und Umweltbelastungen in der Papierindustrie	187
4.3.2 Residuenvermeidung durch Einengung der Wasserkreisläufe	191
4.3.3 Reinigung der Papierfabrikabwässer	193
4.3.3.1 Verfahren und Wirkungsgrade	193
4.3.3.2 Kostenberechnungen	195
4.3.4 Zusammenfassende Darstellung des Submodells II	201
4.4 Teilmodell III: Papierherstellung und Altpapiereinsatz	207
4.4.1 Darstellung des formalen Modells	208
4.4.2 Konkretisierung des Modellinhalts	213
4.5 Konzipierung eines Gesamtmodells der Zellstoff- und Papierbranche	223

	Seite
5. DARSTELLUNG UND DISKUSSION VORLÄUFIGER MODELLERGESBNISSE	226
5.1 Auslegung und Durchführung numerischer Modellexperimente	226
5.2 Auswertungen des Teilmodells I: Wirkun- gen direkter und indirekter Einflüsse auf Emissionen und Kosten der Zellstoffherstellung	229
5.3 Auswertung des Teilmodells II: Wirkungs- vergleich alternativer Abgabenregelungen in bezug auf Schadstoffemissionen, Kosten und Umweltschutzmaßnahmen von Papierfabriken	248
5.4 Auswertung des Teilmodells III: Demonstra- tion der Funktionsweise und der potentiellen Aussagekraft des Modells der Altpapierzir- kulation	256
6. ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK	261
ANHANG	
1: FORMALE DARSTELLUNG VON TEILMODELL I	264
2: FORMALE DARSTELLUNG VON TEILMODELL II	277
3: FORMALE DARSTELLUNG VON TEILMODELL III	285
LITERATURVERZEICHNIS	291

1. PROBLEMSTELLUNG UND ZIEL DER STUDIE

1.1. Umweltqualität als soziales Ziel

Die Veröffentlichung der Forschungsergebnisse des "Club of Rome" im Jahre 1972 über die Grenzen der Belastbarkeit unserer natürlichen Umwelt und eine Reihe von Publikationen zum gleichen Thema in den Jahren danach lenkten die Aufmerksamkeit einer breiten Öffentlichkeit auf die Gefahr einer drohenden Umweltkrise. Für das geschärfte Bewußtsein der Bevölkerung werden seither zahlenmäßig und an Schwere zunehmende Symptome einer negativen Umweltentwicklung sichtbar.

Verschlechterungen seiner natürlichen Umwelt identifiziert der Einzelne zunächst als Beeinträchtigungen seines Wohlbefindens.¹⁾ Als konkrete Beispiele hierfür lassen sich u. a. schlechte Atemluft, Lärm, ästhetisches Mißvergnügen (Müllhalden, Autofriedhöfe usw.) und verschmutzungsbedingte Verluste an Freizeitwert (z. B. Badeverbote an verunreinigten Gewässern) nennen. Sind einige dieser Wirkungen lediglich unerfreulich, so muß in bezug auf andere festgestellt werden, daß es sich dabei um Verbote oder Begleiterscheinungen schwerwiegenderer Schädigungen handelt.

Gesundheitsgefährdende Wirkungen der Umweltverschmutzung dringen dagegen erst in neuerer Zeit in das öffentliche Bewußtsein vor.²⁾ Eine maßgebliche Ursache für das verspätete Einsetzen dieses Bewußtwerdungsprozesses dürfte sein, daß die Kausalitätsbeziehungen hier wesentlich weniger offenkundig sind als im Fall der Annehmlichkeitsverluste. Mittlerweile sind jedoch u. a. ursächliche Zusammenhänge zwischen der Luftverschmutzung

1) Vgl. hierzu und im folgenden Brubaker (1972), S. 49 ff.

2) Vgl. Oettle (1969), S. 82.

und Erkrankungen der Atmungswege bereits statistisch nachgewiesen.¹⁾ Auch Vergiftungswirkungen von Schwermetallen sind ebenso wie die Gefährlichkeit radioaktiver Strahlung heute allgemein bekannt. Zusätzliche Risiken werden aus der zunehmenden Kontaminierung unserer Nahrungsmittel mit Chemikalien erwartet. Neuere Forschungsergebnisse lassen darüber hinaus die Gefahr genetischer Schädigungen als Folge radioaktiver und chemischer Belastungen erkennen.²⁾

Da der Fortbestand menschlichen Lebens von der Funktionsfähigkeit ökologischer Systeme abhängt, muß deren Zusammenbruch als letzte Steigerungsform umweltbedingter Schädigungen angesehen werden. Für einen teilweisen Zusammenbruch ökologischer Systeme gibt es bereits zahlreiche Beispiele wie etwa den "biologischen Tod" extrem verschmutzter Gewässer. Für die Zukunft sehen die Ökologen die Gefahr eines Rückgangs der Photosynthese voraus, im pflanzlichen Bereich als Ergebnis eines durch Luftverschmutzung und Schrumpfung der Grünflächen verringerten Pflanzenwachstums, im maritimen Sektor als Resultat der Zerstörung des Phytoplanktons durch in die Meere gelangende Pestizide.³⁾ Sollte sich diese Prognose in größerem Umfang bewahrheiten, so könnten apokalyptische Folgen eintreten.

Die somit bis zur Gefährdung der menschlichen Existenz reichende Palette möglicher negativer Umweltwirkungen ist für weite Teile der Bevölkerung Anlaß zu ernster Besorgnis und führte bereits zu einer Umorientierung der öffentlichen Wertvorstellungen. Das bis Mitte der sechziger Jahre in der gesellschaftlichen Wertskala dominierende Streben nach wirtschaftlichem Wachstum wird in zunehmendem Maße zugunsten breiterer sozialer Zielsetzungen zurückgedrängt, die in neuerer Zeit unter dem ebenso unpräzisen

1) Vgl. z.B. Lave (1972), S. 215 ff.

2) Vgl. Brubaker (1972), S. 54.

3) Vgl. Brubaker (1972), S. 56.

wie allgemein akzeptierten Schlagwort der "Verbesserung der Lebensqualität" zusammengefaßt werden.¹⁾ Ein wesentlicher Teil dieses Zielkomplexes ist die Verbesserung der Qualität unserer natürlichen Umwelt. Meinungsfragen zeigen bereits heute, daß eine relativ große Bereitschaft der Bevölkerung besteht, zugunsten einer höheren Umweltqualität auch wirtschaftliche Einbußen in Kauf zu nehmen.²⁾

So begrüßenswert und notwendig der beschriebene Wandel der gesellschaftlichen Zielsetzung für eine verbesserte Umweltpolitik einerseits ist, so besteht andererseits wegen der vorwiegend gefühlsbetonten statt sachlichen Behandlung des Problemkreises "die Gefahr, daß - wenn die Umwelt als Thema ihre Aktualität verloren hat - in der breiten Masse der Bevölkerung die gleiche Skepsis entsteht, wie sie heute gegenüber Entwicklungshilfe und Ausgaben für Hochschulen zu beobachten ist."³⁾ Die emotionale Aufladung des Themas verstärkt darüber hinaus die nur allzu menschliche Neigung, von einem Extrem ins andere zu fallen. Dies drückt sich in ebenso kategorischen wie kurzsichtigen Forderungen aus, so etwa darin, jede Emission von Schadstoffen und Abfällen als kriminellen Akt zu bestrafen und der Industrie ein generelles Emissionsverbot aufzuerlegen.⁴⁾ Bei differenzierterer Betrachtungsweise ist der Meinung von Russell⁵⁾ zuzustimmen, daß die Realisierung derart extremer Vorschläge, sofern überhaupt möglich, bei weitem

1) Vgl. Jacoby (1973), S. 1138.

2) Einer Umfrage des Allensbacher Instituts für Demoskopie zufolge würden 56 % der Bevölkerung einer Gefährdung ihres Arbeitsplatzes, 30 % der Bevölkerung den Verzicht auf Wirtschaftswachstum, 50 % der Bevölkerung Preissteigerungen bis zu 10 % akzeptieren, wenn dies aus Gründen des Umweltschutzes erforderlich wäre (vgl. Umwelt-Report, VDI-Verlag, 18/74, 29. Aug. 1974).

3) Frey (1972), S. 8.

4) Vgl. Frey (1972), S. 9.

5) Vgl. Russell (1973), S. 1.

nicht die damit verbundenen hochgespannten Erwartungen erfüllen und sich in den meisten Fällen sogar nachteilig auf die langfristigen Interessen der Allgemeinheit auswirken würde.

Über der Ablehnung extremer "Lösungs"-Vorschläge darf jedoch keineswegs übersehen werden, daß einzelne Komponenten der Umweltschädigung heute bereits ein Ausmaß erreicht haben, das schnelle und effiziente Aktivitäten erforderlich macht.

Unabdingbare Voraussetzung für die Erarbeitung problemadäquater Maßnahmen ist eine gründliche Kenntnis der Funktionsweise der Ökosysteme sowie ein fundiertes Wissen über die Gefährlichkeit (die Schadenswirkungen) menschlicher Eingriffe in die natürliche Umwelt. Die Wissenschaft ist aufgerufen, die hier noch bestehenden großen Lücken zu schließen. Darüber hinaus ist es jedoch ebenso dringend geboten, die auf diesen Gebieten bereits vorhandenen und noch zuwachsenden Informationen in einem systemaren Konzept zu operationalisieren und damit ihre Nutzung für die Entscheidungsfindung im Umweltschutz zu ermöglichen.¹⁾ Die vorliegende Arbeit soll hierzu einen Beitrag leisten, wobei wir uns auf spezifische Probleme des industriellen Umweltschutzes beschränken.

1) Vgl. hierzu Speer (1973), S. 12.

1.2. Umweltschädigungen und industrielle Aktivität

1.2.1. Wichtige Schädigungskategorien

Mit Meyer-Abich verstehen wir "unter Umweltproblemen die sozioökonomischen Probleme mit natürlichen Ressourcen, genauer gesagt: diejenigen Wirkungen unserer wirtschaftlich-technischen Vergesellschaftung von Natur, durch die die Natur (unsere materielle Umwelt) als Lebensbedingung der Menschheit nachteilig verändert wird."¹⁾ Diese nachteiligen Effekte entstehen, allgemein gesprochen, durch unzumutbare Nutzung der natürlichen Ressourcen, deren Ursprung das mit der Bezeichnung Ökosphäre belegte, äußerst komplexe und hoch organisierte System ist, welches Erdboden, Lufthülle und Wasser sowie alles darauf bzw. darin existierende Leben umfaßt.²⁾ Konstituierende Elemente der Ökosphäre sind die Bestände an ökologischem Kapital und die Ökozyklen.

Als ökologisches Kapital bezeichnet man alle Bestände an Ressourcen, die sich im Lauf der Entstehung und Entwicklung der Erde in einer Art Kapitalisierungsprozeß gebildet haben und die nunmehr dem Menschen als natürliche Hilfsstoffe zur Sicherung seiner Existenz zur Verfügung stehen. "Insbesondere sind es die ökonomisch relevanten Ressourcen, wie Erdöl, Kohle, Erze und andere Mineralien, aber auch das Wasser und die Atemluft, die hier im weiteren interessieren."³⁾ Da sich die Bildung ökologischen Kapitals in einem, gemessen an der menschlichen Zeitskala, extrem langsam ablaufenden evolutorischen Prozeß vollzieht, müssen die vorhandenen Bestände als nicht vermehrbar angesehen werden. Die möglichen Entnahmen sind daher absolut begrenzt.

1) Meyer-Abich (1974), S. 14. Unterstreichungen im Original kursiv.

2) Vgl. hierzu und im folgenden Commoner (1972), S. 30-32.

3) Lepperdinger (1974), S. 14.

Die Ökozyklen repräsentieren das biologische Produktionspotential der Natur, von dessen Nutzungsmöglichkeit die Aufrechterhaltung des menschlichen Lebens entscheidend abhängt. Unter dem Begriff Ökozyklen versteht man alle jene natürlichen Kreislaufprozesse, die dadurch gekennzeichnet sind, daß der gesamte Ausstoß eines jeden darin enthaltenen Teilprozesses als notwendiger Rohstoff in anderen Teilprozessen Verwendung findet (Beispiel: geschlossene Nahrungsketten). In diesem zyklischen Prozeßverlauf liegt die Selbstreinigungsfähigkeit unserer natürlichen Umwelt begründet. Die ökologischen Kreislaufprozesse verfügen über einen kybernetischen Selbststeuerungsmechanismus, der sie in einem dynamischen Gleichgewicht hält. Ihre Anpassungsfähigkeit ist groß genug, um sämtlichen zyklusintern verursachten Belastungen gerecht zu werden. Externe Einwirkungen können jedoch erhebliche Störungen hervorrufen und zum völligen Zusammenbruch eines Zyklus führen.¹⁾ Erschwerend wirkt, daß sich Störungen häufig über positive Rückkopplungsmechanismen verstärken und auf andere Systemteile übertragen können.

Beeinträchtigende Eingriffe in das Ökosystem stammen in der Regel aus dem Handlungsbereich des Menschen.²⁾ Folgende wichtige Schädigungskategorien sind zu nennen:

- (1) Übermäßige Nutzung nichtregenerierbarer Ressourcen
(des ökologischen Kapitals)
- (2) Schädigende Eingriffe in Ökozyklen
 - (2.1) Übermäßige Nutzung regenerierbarer Ressourcen
 - (2.2) Belastung der Ökozyklen durch Schadstoffe

1) Vgl. Commoner (1972), S. 32.

2) Nicht auf menschliches Handeln zurückgehende Effekte dieser Art dürften vorwiegend im Bereich katastrophenartiger Ereignisse zu finden sein: Vulkanausbrüche, Flächenbrände, Erdbeben usw.

- (2.2.1) Übermäßige Emission von natürlichen Abfallstoffen
- (2.2.2) Emission von in der Natur nicht vorhandenen Substanzen

Zu (1): Das Ausmaß, in dem der Abbau der Bestände an ökologischem Kapital derzeit betrieben wird, steht in extremem Gegensatz zu deren endlichem Charakter. Unter der Zielsetzung eines fortlaufenden und beschleunigten Wirtschaftswachstums findet eine exzessive Ausbeutung der Vorräte und ein verschwenderischer, meist auf "Einmalnutzung" beschränkter Einsatz nicht regenerierbarer Ressourcen statt. Eine Fortsetzung dieser Nutzungspolitik führt, wie Meadows und sein Forscherteam behaupten, in kurzer Zeit zu einer vollständigen und irreversiblen Erschöpfung der Rohstoffbestände und damit zu einem weltweiten krisenhaften Absinken des Niveaus der wirtschaftlichen Aktivitäten.¹⁾

Zu (2.1): Die Verfügbarkeit der sogenannten regenerierbaren Ressourcen beruht auf der biologischen Produktivität ökologischer Kreislaufprozesse. Ihre Ausbeutung durch den Menschen muß sich in den Grenzen halten, die durch die Größe der reproduktiven Substanz und die natürliche Umschlagsgeschwindigkeit des Systems vorgegeben sind. Eine über dieses Maß hinausgehende Entnahme kann nur zu Lasten der Reproduktionsbasis erfolgen und führt, sofern sie über längere Zeit beibehalten wird, zu deren völligem Abbau und damit nicht nur zum Erliegen des betreffenden Prozesses, sondern auch zur Zerstörung des gesamten Ökozyklus. Ausgedehnte, bis zur völligen Verkarstung führende Bodenerosion als Folge land- oder forstwirtschaftlichen Raubbaus (vom Kahlschlag der Apenninen vor rund 2000 Jahren bis zur Rodung und "Kultivierung" des brasilianischen Urwaldes in jüngster

1) Vgl. Meadows, Meadows, Zahn und Milling (1972), S. 45-57. Man vergleiche dazu aber auch die entgegengesetzten Meinungen anderer Wissenschaftler, z.B. Hitch (1973), S. 34 ff.

Zeit) oder die schon fast einer Ausrottung gleichkommende Dezimierung der Walfischbestände durch eine rücksichtslose Fangpraxis lassen sich als Beispiele anführen.¹⁾

Zu (2.2.1): Schädigungen ökologischer Systeme resultieren zunehmend aus der übermäßigen Inanspruchnahme ihrer ökologischen Entsorgungskapazitäten, d.h. ihrer Fähigkeit, Abfälle natürlichen Ursprungs abzubauen und als Einsatzstoffe im Zyklus weiterzuverwenden. Überlastet man beispielsweise ein Oberflächengewässer mit organischen Substanzen, so führt dies als Folge der hohen Sauerstoffzehrung der (biologischen) Abbauprozesse bei nicht ausreichender Sauerstoffzufuhr (durch Oberflächenatmung und Photosynthese) zu einem Absinken des Gehalts an gelöstem Sauerstoff im Wasser. Mit wachsendem Sauerstoffdefizit gegenüber dem Sättigungsniveau (9,2 mg O/l Wasser bei 20 °C) werden sukzessive die Existenzbedingungen von immer mehr Fischarten und anderen Lebewesen zerstört. Ist der gelöste Sauerstoff völlig aufgebraucht, so erfolgt das befürchtete "Umkippen" des Gewässers, d.h. der (zumindest bei stehenden Gewässern) irreversible Übergang von aeroben zu anaeroben Zersetzungsprozessen. Das Gewässer ist damit biologisch tot.²⁾

Zu (2.2.2): Einschneidende Gefährdungen und Schädigungen ökologischer Kreisläufe sind als Folge der Einschleusung von in der Natur nicht vorkommenden, künstlichen Substanzen zu befürchten bzw. schon eingetreten.³⁾ Nur ein Teil dieser Stoffe (z.B. giftige Gas- und Metallverbindungen) gelangt auf dem Wege der Disposition von Abfallstoffen in die Natur. So hat die chemische Industrie in den letzten Jahrzehnten zahlreiche künstliche Substan-

1) Vgl. Commoner (1972), S. 34.

2) Vgl. z.B. Brubaker (1972), S. 106 ff.; Kneese and Bower (1968), S. 18 ff.

3) Vgl. Commoner (1972), S. 34.

zen entwickelt und dem Verbrauch zugeführt. Hier ist in erster Linie die Gruppe der Pestizide zu nennen, deren beabsichtigte Wirkung bereits einen direkten und rigorosen Eingriff in ein Ökosystem darstellt. Die hier angesprochenen Belastungen weisen im Vergleich zu den in (2.2.1) beschriebenen eine besondere Problematik auf. Diese besteht darin, daß es sich nicht wie dort um eine rein quantitative Überforderung der assimilativen Kapazität von Ökozyklen handelt, sondern daß für derartige künstliche Substanzen im Ökosystem keine Abbaumechanismen existieren. Da die Giftwirkung vieler dieser Substanzen sehr lange anhält, besteht das Risiko einer Folge unkontrollierbarer Neben- und Nachwirkungen. Als eklatantes Beispiel hierfür läßt sich der Einsatz des DDT anführen. Die direkte Wirkung der Insektenvernichtung führt z. B. zur Ausbreitung von Pflanzenkrankheiten, die sonst durch den Insektenfraß kontrolliert wurden.¹⁾ Darüber hinaus gelangt das DDT in die Nahrungsketten und sammelt sich in bedenklichen Konzentrationen im Körperfett der am Ende der Ketten stehenden höheren Tierarten und der Menschen an. So ist erwiesen, daß die Schalendicke von Raubvogeleiern durch das DDT in den Körpern der Muttertiere so sehr abnimmt, daß diese beim Brüten zerbrechen, wodurch der Fortbestand dieser ohnehin gefährdeten Tierarten noch stärker in Frage gestellt wird.²⁾

1.2.2. Herkunft der Umweltbelastungen

Nach unserer ökologischen Betrachtung des Schädigungsgeschehens wollen wir uns nun mit der Frage befassen, auf welche ökonomischen Aktivitäten die diskutierten Schädigungen zurückzuführen sind. Insbesondere sind folgende Teilfragen von Interesse:

1) Vgl. Commoner (1972), S. 34.

2) Vgl. Brubaker (1972), S. 81.

- o Welche Teilprozesse in heutigen ökonomischen Systemen erzeugen welche Umweltbelastungen?
- o Wie verhalten sich die Umweltbelastungen dieser ökonomischen Teilprozesse nach Art und Menge zueinander?
- o Welche Belastungen erwachsen aus den Produktionsaktivitäten im besonderen?

Da wir uns hier nur einen Überblick verschaffen wollen, können wir uns bei unseren Überlegungen auf eine grobe ökonomische Strukturierung des Schädigungsgeschehens beschränken, wie sie in Fig. 1.1 dargestellt ist. Das abgebildete Schema läßt sich als stark vereinfachtes Materialflußbild interpretieren: Die aus der Natur entnommenen Ressourcen werden in die Produktion eingeschleust. Dort erfolgt unter Einsatz menschlicher Arbeitskraft eine Transformation des Rohstoffinputs in einen Güter- und einen Abfall- (Residuen-)Strom,¹⁾ deren materieller und energetischer Gehalt genau dem der eingesetzten Ressourcen und der menschlichen Arbeitsleistung entspricht.²⁾ Die Abfälle werden in die Umwelt entladen, die Güter dem Konsum zugeführt.³⁾ Nach Verlust ihres Gebrauchsnutzens werden auch die Konsumgüter zu Abfall und als solche abzüglich der in menschliche Arbeitskraft

-
- 1) Wir benutzen im folgenden den Begriff Residuum synonym zu den im allgemeinen Sprachgebrauch üblichen Bezeichnungen "Abfälle und Schadstoffe" für die unerwünschten Kuppelprodukte der Produktions- und Konsumtionsaktivitäten. Vgl. hierzu Russell (1971), S. 134.
 - 2) Diese Entsprechung beruht auf der Gültigkeit des physikalischen "Gesetzes der Erhaltung der Masse". Danach steht jedem Einsatz von Energie und Materie in einen Produktions- oder Konsumtionsprozeß ein gleich großer Ausstoß an Energie und materiellen Stoffen aus dem Prozeß gegenüber. Eine ausführliche Erörterung der Implikationen des Gesetzes der Massenerhaltung für die Umweltprobleme findet sich bei Ayres und Kneese (1969), S. 285 ff.
 - 3) Herstellung und Einsatz von Produktivgütern betrachten wir als im Produktionssektor enthalten.

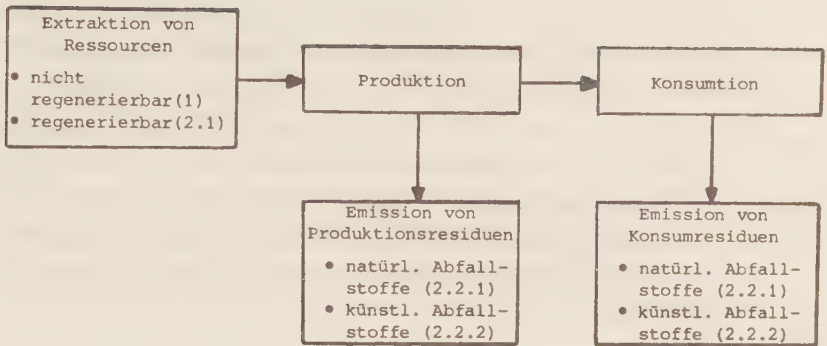


Fig.1.1.1 Überblick zur ökonomischen Strukturierung der Umweltschädigungen

(Die Numerierungen verweisen auf unsere ökologischen Schädigungskategorien in Abschnitt 1.1)

umgesetzten Energie vollständig an die natürliche Umwelt zurückgegeben. Unter quantitativen Gesichtspunkten können wir daher das Ausmaß der Extraktion von Ressourcen als abhängige Größe betrachten, deren Niveau durch die art- und mengenmäßige Zusammensetzung des Konsums und die materialwirtschaftliche Effizienz der Produktion bestimmt wird. Ohne die erhebliche eigene Problematik der Ressourcenentnahme zu übersehen, werden wir uns im weiteren auf die Diskussion der Abfall- und Schadstoffemissionen aus Produktion und Konsum beschränken. Insbesondere wollen wir uns einen Überblick über den Umfang dieser Belastungen verschaffen.

Aus dem Bereich der konsumtiven menschlichen Betätigungen betrachten wir zunächst die biologisch bedingten Aktivitäten. Ihre Ausübung entspricht der natürlichen Rolle des Menschen als Teil des die landbewohnenden Lebewesen umfassenden Ökosystems. Biologische menschliche Aktivitäten wirken sich

daher nur insofern umweltbelastend aus, als sie aus dem ursprünglichen in ein anderes, nicht auf sie eingestelltes Ökosystem verlagert werden. (Beispiel: Einleitung menschlicher Stoffwechselprodukte in Flüsse und Seen als Folge der Verstädterung). Eine Verlagerung biologischer Aktivitäten müssen wir in den entwickelten Industrieländern für den Großteil der Bevölkerung annehmen. Da der Umfang der biologischen Aktivitäten pro Person jedoch als relativ konstant anzusehen ist, läßt sich hieraus nur eine zur Bevölkerungszahl in etwa proportionale und der Art nach begrenzte Umweltbelastung erklären.¹⁾

Die Ursachen für das in der Tat stark überproportionale Wachstum der Umweltschädigungen sind daher offensichtlich im Bereich der über den biologisch begründeten Umfang hinausgehenden Konsumhandlungen und in den Produktionsaktivitäten zu finden. Ein interessantes und nützliches Instrument zur Analyse der Schadstoffquellen und ihrer Zuordnung zu den ökonomischen Aktivitäten wurde von Commoner²⁾ vorgestellt. Dabei wird die angefallene Menge I eines bestimmten Schadstoffs mittels der Identitätsgleichung

$$I = \text{Bevölkerung} \times \frac{\text{Menge an Wirtschaftsgütern}}{\text{Bevölkerung}} \times \frac{\text{Schadstoffmenge}}{\text{Menge an Wirtschaftsgütern}}$$

als Produkt dreier Einflußgrößen dargestellt. Die Auswertung dieser Relation im Zeitvergleich erlaubt eine Abschätzung darüber, welcher Anteil der Schadstoffzunahme auf das Bevölkerungswachstum (erster Faktor), auf den Anstieg des materiellen Wohlstandes, d. h. des Konsums (zweiter Faktor) und auf Änderungen der Produktionstechnologie (dritter Faktor) zurückzuführen ist. Aus zahlreichen Berechnungen³⁾ wurde deutlich, daß der enorme

1) Vgl. Commoner (1972), S. 33.

2) Vgl. Commoner (1972), S. 35 ff., insbesondere S. 37.

3) Vgl. z.B. Commoner (1972), S. 44 ff., insbesondere S. 62.

Anstieg der Schadstoffproduktion in der Nachkriegszeit in überwiegendem Maße dem Faktor Technologie und damit dem Bereich der Produktionsaktivitäten zuzuschreiben ist.

Da in den entwickelten Ländern heute der Hauptanteil der Güterproduktion auf die Industrie entfällt und diese außerdem den höchsten Technologisierungsgrad unter allen produktiven Sektoren aufweist, wollen wir uns im weiteren auf die industriellen Umweltbelastungen und die daraus entstehenden Probleme konzentrieren.

1.2.3 Schadstoffanfall in der Industrie

Anhand einiger bedeutender Schadstoffarten wollen wir nunmehr einen kurzen Überblick über die industriell bedingte Schadstoffbelastung der Umwelt in der Bundesrepublik geben. Zur groben Kennzeichnung der betroffenen Ökosysteme bietet sich die Klassifizierung der Schadstoffe nach den durch sie belasteten Umweltmedien Luft, Wasser und Boden an.¹⁾

- (1) Bei den luftverunreinigenden Stoffen handelt es sich um "solche Stoffe, die die natürliche Zusammensetzung der Luft verändern." Einige dieser Stoffe müssen, sofern ihre Konzentration in der Luft gewisse Schwellwerte übersteigt, als gesundheitsgefährdend²⁾ und/oder als schädlich für Tiere bzw. Vegetation eingestuft werden. Eine besondere Problematik luftverunreinigender Stoffe liegt darin, daß nach ihrem Eindringen in die Atmosphäre keine Abwehrmaßnahmen mehr möglich sind.³⁾

1) Bundesregierung (1971), S. 204.

2) Außergewöhnlich hohe Schadstoffkonzentrationen haben nachweislich bereits zu mehreren katastrophenartigen Ereignissen mit zahlreichen Todesfällen geführt. Bekannt sind vor allem die Fälle in Donora (USA) 1948, in London 1952 (4000 Tote in zwei Wochen!) und 1962, und im Ruhrgebiet 1962.

3) Bundesregierung (1971), S. 204.

Zahlenangaben über Emissionsmengen sind nur für die der Menge nach bedeutendsten Schadstoffarten¹⁾ verfügbar, die überwiegend aus der Verbrennung fossiler Energieträger stammen. Wir müssen uns deshalb bei unserer Aufstellung in Tab. 1.1 auf derartige Schadstoffe beschränken. Insbesondere aus industriellen Prozessen wird jedoch eine große Anzahl verschiedenartiger und teilweise sehr problematische Substanzen in die Luft emittiert, deren statistische Erfassung noch weitgehend aussteht.²⁾

Tab. 1.1

EMISSIONSMENGEN UND EMITTENTEN WICHTIGER LUFTVERUN-
REINIGENDER STOFFE IN DER BRD

(Angaben in 1000 t/Jahr, Stand 1969/70)

Emittent	Schadstoff		
	Schwefel- dioxid SO ₂	Ruß und Staub	Stick- oxide ⁺ NO _x
Energie, Bergbau	1522	1308	500
Chemie, Steine, Erde	525	750	
Eisen u. Stahl			400
NE-Metalle	332	420	
sonst. Industrie	371		
sonst. Sektoren	275	464	
Verkehr	138	190	300
private Haushalte	405	400	130

Quelle: SO₂ - Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1974), S. 40.

Ruß und Staub - Brandt und Ramer (1975), S. 119.

NO_x - Bundesministerium des Inneren (1974), S. 7.

+) Enthält nur brennstoff- und kraftstoffbedingte Emissionen.

- 1) Die Schadstoffquantität ist jedoch kein Indikator für die Schädlichkeit.
- 2) Eine für den Wirtschaftsraum Köln durchgeführte Untersuchung identifizierte mehr als 300 verschiedene luftverschmutzende Substanzen. Vgl. Minister für Arbeit, Gesundheit und Soziales des Landes Nordrhein-Westfalen (1972).

(2) Zahlenangaben über die Schadstoffbelastung der Gewässer liegen derzeit nur in geringem Umfang vor. Die verfügbaren Daten reichen jedoch aus, um bereits auf eine klare Dominanz industriell bedingter Abwasserbelastungen zu schließen. Wir wollen dies anhand einiger wichtiger Belastungskategorien demonstrieren:

- o Ein erster Hinweis auf das Ausmaß der Gewässerbelastung läßt sich bereits aus dem Umfang und der Herkunft des täglichen Abwasseranfalls gewinnen. Für das Jahr 1963 werden folgende Mengenangaben gemacht:
6.5 Mio m³ Abwasser aus Haushalten und Kleingewerbe,
25 Mio m³ Industrieabwasser und
15 Mio m³ Kühlwasser.¹⁾
- o Die Abwasserbelastung mit abbaubaren Stoffen wird häufig durch ihr Äquivalent in sog. Einwohnergleichwerten (EGW) angegeben. Ein EGW drückt dabei den Sauerstoffbedarf aus, der zur Reinigung der täglich von einem Einwohner ausgehenden Schmutzmenge im Abwasser erforderlich ist.²⁾ Einige Zahlenangaben hierzu finden sich in Tab. 1.2.

Tab. 1.2

URBELASTUNG⁺⁾ VON INDUSTRIEABWÄSSERN MIT ABBAUBAREN
SUBSTANZEN

Industriezweig	Bezugseinheit	EGW/Bezugseinheit
Molkerei mit Käserei	1000 l Milch	100 - 250
Brennerei	1000 l Getreide	1500 - 2000
Papierfabrik	1 t Papier	100 - 300
Zuckerfabrik	1 t Rüben	120 - 400
Stärkefabrik	1 t Mais/Weizen	800 - 1000
Zellstofffabrik	1 t Zellstoff	4000 - 6000

Quelle: Gerlach und Roske (1971); zitiert nach Baumann (1974), S. 182.

+) Urbelastung bezeichnet die Schadstoffbelastung vor Durchführung von Reinigungsmaßnahmen.

-
- 1) Vgl. Bundesregierung (1971), S. 156 f. In der Industrie werden zusätzlich 40.5 Mio m³ Wasser pro Tag im Kreislauf geführt.
 - 2) Vgl. Baumann (1974), S. 174.

- o Nicht-abbaubare Substanzen stammen fast ausschließlich aus der Industrie, insbesondere aus den Sektoren Bergbau und Chemie. Als Beispiel seien Schätzwerte für die jährliche Emission anorganischer Salze in die Gewässer angegeben: ¹⁾

Kaliindustrie	1, 6 Mio t
Kohlenbergbau	2, 5 Mio t
Chemie	3, 0 Mio t
Verkehr (Streusalze)	1, 0 Mio t
- o Eine zunehmende Rolle spielt die thermische Belastung der Gewässer durch die mit den Kühlwässern eingeleitete Abwärme aus der Stromerzeugung. Der Abwärmeeintrag beträgt nach dem derzeitigen Stand der Technik zwischen 120 und 150 % der erzeugten Nutzenergie. ²⁾ In den Jahren 1969/70 rechnete man mit einer Wärmebelastung der Gewässer von 135 Mio Gcal/Jahr. ³⁾ Eine Erwärmung der Gewässer führt u. a. über die Beschleunigung der Sauerstoffzehrung bei biologischen Abbauprozessen und gleichzeitigem Absinken der Sauerstoffsättigung zum Entstehen einer "Sauerstoffschere". ⁴⁾
- o Auf die Industrie entfällt schließlich, von den Pestiziden abgesehen, der Hauptanteil der Emissionen toxischer und radioaktiver Stoffe.

(3) Feste Abfälle verursachen in erster Linie ästhetische Umweltbeeinträchtigungen. Ihre Problematik liegt weiterhin in ihrer großen Anfallmenge, in der Bundesrepublik im Jahre 1970 rund 260 Mio t bzw. 350 Mio m³, ⁵⁾ Die Industrie ist mit 20 Mio t bzw. 10 Mio m³ nur re-

1) Vgl. Bundesregierung (1971), S. 342.

2) Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1974), S. 58.

3) Vgl. Bundesregierung (1971), S. 342.

4) Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1974), S. 58.

5) Alle Zahlenangaben stammen aus Bundesregierung (1971), S. 48.

lativ gering beteiligt, doch ist sie praktisch für alle schädlichen (z.B. Rotschlamm aus der Aluminiumproduktion) und gefährlichen bzw. stark belästigenden Abfälle (z.B. giftige, radioaktive, geruchsintensive Stoffe) verantwortlich.¹⁾

1.3 Entscheidungsprobleme im industriellen Umweltschutz

1.3.1 Notwendigkeit und Problematik steuernder Eingriffe

In zunehmendem Maße zeigt sich, daß unsere physische Umwelt durch produktive und konsumtive Aktivitäten bereits in einem gesamtgesellschaftlich unerwünschten Maße geschädigt wurde, und darüber hinaus bei Fortsetzung der bisherigen Entwicklung eine Zerstörung unserer natürlichen Existenzgrundlagen droht. In diesen Schädigungen offenbart sich eine partielle, aber nichtsdestoweniger schwerwiegende Fehlsteuerung des ökonomischen Geschehens. Eine Behebung oder Korrektur dieser Steuerungsdefekte erweist sich somit als dringend notwendig. Folgende Fragenkomplexe müssen hierzu beantwortet werden:²⁾

- (1) Wie ist die bisherige Fehlsteuerung der produktiven und konsumtiven Aktivitäten zu erklären?
- (2) Welche erfolgversprechenden Möglichkeiten bestehen, die festgestellten Steuerungsdefekte zu beseitigen?
- (3) Welche Steuerungs- und Anpassungsprobleme entstehen im Rahmen einer aktiven Umweltschutzpolitik und welchen Beitrag kann die Wissenschaft zur Lösung dieser Probleme leisten?

1) Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1974), S. 104 f.

2) Vgl. Hanssmann, Diruf, Fischer, Ramer und Schönbauer (1976), S. 322.

Zu (1): In marktwirtschaftlichen Systemen¹⁾ erfolgt die Steuerung der ökonomischen Aktivitäten über den Preismechanismus. Es kann gezeigt werden, daß eine freie Preisbildung am Markt unter bestimmten Bedingungen zu einer im gesamtgesellschaftlichen Interesse optimalen Allokation²⁾ der verfügbaren Ressourcen führt. Eine wesentliche Voraussetzung hierfür ist die Nichtexistenz sog. externer Effekte, d. h. das Fehlen außermarktmäßiger ökonomischer Beziehungen zwischen Marktteilnehmern. Beim Vorliegen externer Effekte fehlt der Marktpreis und damit das wichtigste Steuerungselement des Marktsystems, was in der Regel zu einer Fehlsteuerung der betroffenen Aktivitäten führt. Umweltschädigungen können als Spezialfälle externer Effekte angesehen werden. Nur einige bestimmte Umweltnutzungen, nämlich die Entnahme von Rohstoffen und die Bodennutzung unterliegen einer Marktsteuerung. Die übrigen Umweltressourcen dagegen sind dadurch gekennzeichnet, daß sie im kollektiven Eigentum stehen, aus dem sich keine oder nur unvollständige Eigentumsrechte ableiten lassen.³⁾ Somit hat im Prinzip jedermann kostenlos und unbeschränkt Zugriff zu diesen Ressourcen, u. a. mit der Folge, daß selbst dann noch Residuen in die Umwelt entladen werden, wenn deren assimilative Kapazität schon längst erschöpft ist. Wegen des fehlenden Preises schlagen sich die daraus entstehenden realen Schäden nicht in der Kostenrechnung der Verursacher nieder, so daß diese

-
- 1) Wenn wir uns hier auf das marktwirtschaftliche System konzentrieren, so bedeutet dies nicht, daß Umweltprobleme nur in diesem Wirtschaftssystem auftreten. Ein Blick in die planwirtschaftlich organisierten Volkswirtschaften zeigt deutlich den systemindifferenten Charakter der Umweltprobleme. Vgl. z.B. Oettle (1969), S. 83.
 - 2) Das Attribut "optimal" ist hier im Sinne der von Pareto stammenden, schwachen Vergleichsbewertung zu verstehen. Vgl. Henderson und Quandt (1973), S. 238.
 - 3) Vgl. Kneese (1970), S. 191.

keinen ökonomischen Anreiz sehen, ihr Nutzungsverhalten zu ändern. Hieraus läßt sich folgern, "daß unsere gegenwärtigen Umweltprobleme, zumindest soweit sie Aspekte der Umweltverschmutzung betreffen, primär die Folge von Mängeln in unserem System ökonomischer Incentiven sind, . . . , innerhalb dessen die Entscheidungen der Unternehmer und Konsumenten getroffen werden"¹⁾. Als mögliches Mittel zur Lösung oder zumindest zur Verbesserung der Umweltsituation läßt sich daraus die Einführung von Preisen für Umweltressourcen ableiten. Da sich jedoch aufgrund der Beschaffenheit der betreffenden Umweltgüter, insbesondere ihrer mangelnden Separierbarkeit, ein regulärer Marktmechanismus für ihre Nutzung nicht einrichten läßt,²⁾ muß zur Behebung der angesprochenen Defekte auf das politische Steuerungssystem zurückgegriffen werden.

Zu (2): Ohne die Problematik der notwendigen Konkretisierung und Operationalisierung des angestrebten Umweltzustandes zu unterschätzen,³⁾ wollen wir uns hier nur mit einigen wichtigen instrumentellen Möglichkeiten des Staates (als Träger des politischen Steuerungssystems) zur Erreichung konkret vorgegebener Umweltziele befassen. Nach herrschender Meinung⁴⁾ sind unter den Gesichtspunkten der Wirksamkeit, der Nebeneffekte und des damit verbundenen administrativen Aufwandes zwei Maßnahmekategorien als besonders geeignet anzusehen, nämlich die pretiale Lenkung des Umweltverhaltens durch Gebühren, Abgaben oder Subventionen sowie die direkte Beschränkung der Umweltnutzung durch Verbote, Gebote und Auflagen.⁵⁾

1) Kneese (1970), S. 191 (im Original in englischer Sprache).

2) Dies wäre angesichts der essentiellen Bedeutung, die Umweltgüter wie Luft und Wasser für den einzelnen Menschen haben, aus höheren gesellschaftlichen Gründen auch nicht wünschbar.

3) Vgl. hierzu z.B. Meyer-Abich (1974), S. 14.

4) Vgl. hierzu insbesondere die Argumentation von Kneese, z.B. Kneese und Bower (1968), S. 97 ff.; Kneese (1970), S. 194 ff.

5) Bezüglich der hier nicht explizit behandelten Steuerungsmaßnahmen sei auf die systematischen Überblicke in Frey (1972), S. 104 ff. und in Hanssmann, Diruf, Fischer, Ramer und Schönbauer (1976), S. 328 ff.

Im ersten Fall kann man von einem "Semi-Marktmechanismus" sprechen, in dem die interessierten Produzenten und Konsumenten gegen Entrichtung von Preisen, deren Höhe unter Berücksichtigung der systemaren Umweltwirkungen bestimmt werden, vom Staat Nutzungsrechte an der Umwelt erwerben können.¹⁾ Mit einer derartigen Politik wird dem in der Umweltdiskussion häufig geforderten "Verursacherprinzip" auf marktkonforme Weise Geltung verschafft. Es kann gezeigt werden, daß ein Preissystem existiert, das sämtliche Externalitäten aufhebt und auf die Wirtschaftssubjekte einen Anreiz zu pareto-optimalem Verhalten ausübt.²⁾

An die Stelle ökonomischer Anreize treten beim Einsatz restriktiver Maßnahmen Verhaltensvorschriften, deren Einhaltung vom Staat durch Sanktionen erzwungen werden kann. Auf diesen Maßnahmetyp beschränkten sich bisher fast alle staatlichen Einflüsse im Bereich des Umweltschutzes. Die bisherigen Erfahrungen zeigen jedoch einige signifikante Schwächen gegenüber der (vermuteten) Effizienz der Abgabenregelung:

- o Das Sanktionssystem ist teils zu schwerfällig, teils aus politischen Gründen³⁾ (z. B. bei kollektiver Verweigerung) nicht voll einsetzbar.
- o Die in der Begrenzung des Verwaltungsaufwandes begründete Praxis, mit wenigen generellen Vorschriften zu arbeiten, erzwingt häufig ein Abweichen von der ökonomisch günstigsten technischen Lösung.

verwiesen. Eine ausführliche Darstellung findet sich im Umweltgutachten 1974. Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1974), S. 155 ff.

- 1) Vgl. hierzu Hanssmann, Diruf, Fischer, Ramer und Schönbauer (1976), S. 335.
- 2) Aus dieser theoretischen Erkenntnis darf nicht geschlossen werden, daß ein solches Preissystem auch mit vertretbarem wirtschaftlichem Aufwand konstruiert und eingesetzt werden kann.
- 3) Eine nicht zu unterschätzende Rolle dürften auch die in marktwirtschaftlichen Systemen bestehenden ideologischen Hemmnisse gegenüber einer strikten Anwendung dirigistischer Maßnahmen spielen. Vgl. Oettle (1969), S. 83.

Beide Einwendungen sind um so schwerwiegender, je stärker eine Vorschrift die individuelle Entscheidungskompetenz beschränkt. Da restriktive Vorschriften andererseits bei entsprechendem Durchsetzungspotential und Durchsetzungswillen des Staates schnell und gezielt wirken können, ist ihr Einsatz immer dann angebracht, wenn keine Zeitverzögerung der Wirkung in Kauf genommen werden kann bzw. wenn die Gefahr eines hohen Schadenrisikos besteht (z.B. beim Betrieb von Kernkraftwerken).¹⁾

Zu (3): Die Planung und Realisierung einer Umweltschutzpolitik vollzieht sich in einem komplexen System, dessen Grobstruktur in Fig. 1.2 dargestellt ist. Drei wichtige Problemgebiete der Umweltpolitik lassen sich identifizieren:²⁾

(3.1) Der Problemkomplex der politischen Zielbildung

Die Konkretisierung und Operationalisierung von Umweltschutzzielen impliziert insbesondere die Abwägung korrespondierender Niveaus von materiellen Gütern und Umweltgütern³⁾ durch politische und administrative Instanzen⁴⁾ (Bevölkerung und ihre politischen Repräsentationsorgane, Verwaltung), sowie die Ableitung operationaler, nach

-
- 1) Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1974), S. 161; Hanssmann, Diruf, Fischer, Ramer und Schönbauer (1976), S. 339.
 - 2) Die für jeden Problembereich relevanten Komponenten unseres Systems sind in Fig. 1.2 entsprechend gekennzeichnet.
 - 3) Die Bestimmung der Austauschrelation Umweltqualität gegen materiellen Lebensstandard ist durchaus kein triviales Problem. Die erforderlichen Abschätzungen können u.E. am besten durch ein quantitatives Globalmodell geliefert werden.
 - 4) Das Ergebnis dieser Abwägung wird entscheidend davon abhängen, inwieweit die damit beauftragten Repräsentationsorgane saturierungspolitische gegenüber schutzpolitischen Zielen präferieren, d.h. inwieweit sie um der Befriedigung populärer Einkommens- und Konsumtionswünsche der Bevölkerung willen bereit sind, schädigende Wirkungen auf die Umwelt in Kauf zu nehmen. Zu dem Gegensatzpaar Schutzpolitik und Saturierungspolitik vgl. Oettle (1973), S. 1.

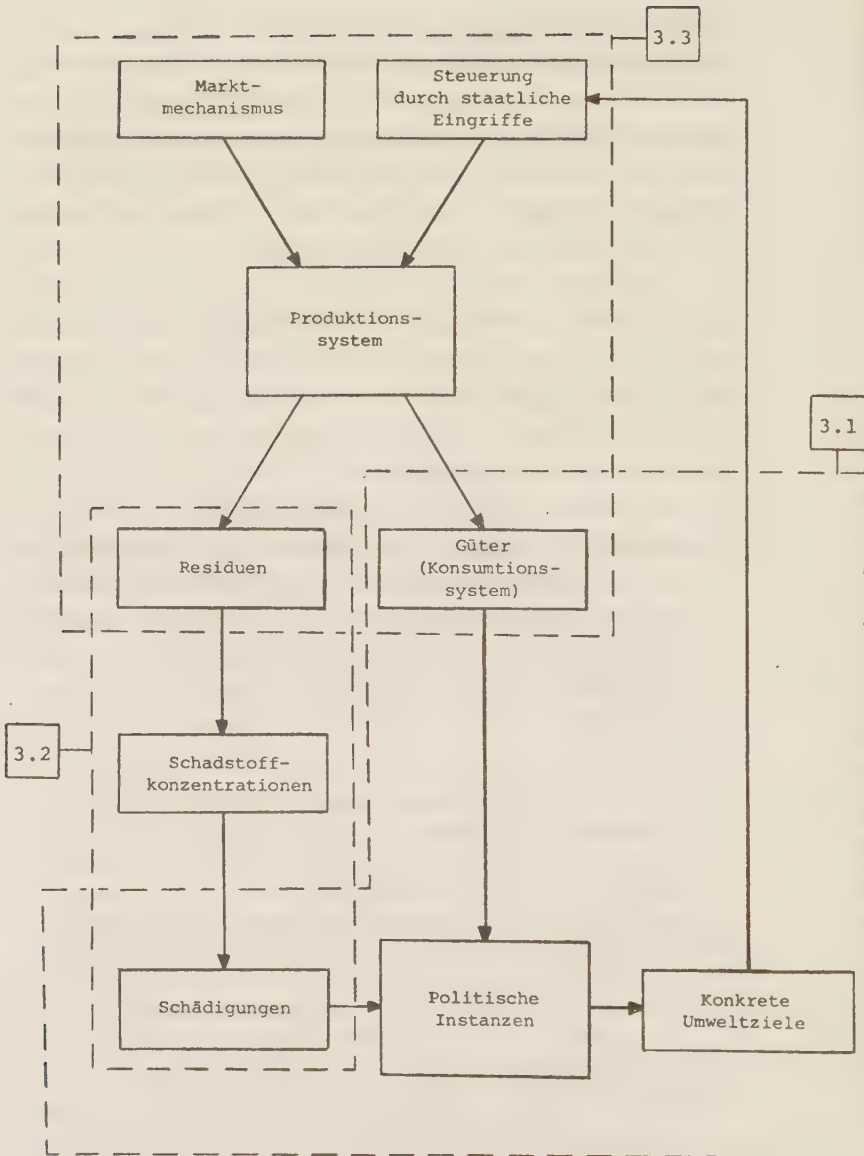


Fig.1.2 Grobstruktur eines Umweltschutzsystems
(Die Numerierungen beziehen sich auf die entsprechenden Textabschnitte.)

Möglichkeit quantitativ formulierter Ziele. Auf dieser Ebene ist außerdem die Entscheidung über die grundsätzliche Realisierungsstrategie (z.B. Durchsetzung des Verursacherprinzips) zu treffen.

In der vorliegenden Arbeit setzen wir das Vorhandensein geeigneter politisch-strategischer Zielsetzungen im Umweltschutz voraus. Ungeachtet dieser Abgrenzung sind wir jedoch der Meinung, daß quantitative Modelle, insbesondere zur Bestimmung globaler Austauschrelation zwischen Lebensstandard und Umweltqualität, auch den politischen Zielbildungsprozeß sachgerecht fördern und unterstützen können.

(3.2) Der Problemkomplex naturgesetzlicher Schädigungszusammenhänge

Eine wichtige Voraussetzung für die Konkretisierung der Umweltziele und für die Planung der Steuerungsmaßnahmen sind ausreichende Kenntnisse über die quantitativen und qualitativen Zusammenhänge zwischen der Emission von Abfällen und Schadstoffen in die Umwelt und den daraus resultierenden Schädigungen. Die Gewinnung dieser Informationen erfordert zunächst die Erforschung der physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse, denen die Residuen nach ihrer Emission unterliegen (z.B. Transport, Verdünnung, Abbau usw.) und aus denen sich die Schadstoffkonzentrationen in den Umweltmedien ergeben, und in einem zweiten Schritt die Erforschung der aus den Schadstoffkonzentrationen resultierenden Schadenswirkungen, z.B. auf die menschliche Gesundheit, auf die Pflanzenwelt, usw.

Wieder müssen wir im Rahmen der vorliegenden Arbeit auf die angesprochenen Fachdisziplinen verweisen. Nichtsdestoweniger lassen sich, wie zahlreiche Anwendungen zeigen, auch zur Behandlung dieser Probleme quantitative Modelle mit großem Nutzen einsetzen.¹⁾

1) Vgl. zum ersten hier angesprochenen Teilkomplex z.B. das klassische Modell von Streeter und Phelps (1925), zum Problem der Schadstoffermittlung z.B. Lave (1972).

(3.3) Der Problemkomplex des staatlichen Steuerungssystems und der industriellen Anpassungsentscheidungen

Selbst wenn wir operationale Umweltschutzziele und eine hinreichende Kenntnis naturgesetzlicher Schädigungszusammenhänge unterstellen, verbleibt ein umfassender Problemkomplex, dessen Lösung eine unabdingbare Voraussetzung für eine erfolgreiche Umweltschutzpolitik ist: Wie soll im konkreten Fall das umweltpolitische Steuerungsinstrumentarium ausgestaltet und eingesetzt werden, um in Ergänzung des Marktmechanismus die gesetzten Umweltschutzziele möglichst effizient zu erreichen? Ferner: Wie soll sich der betroffene Einzelwirtschaftler optimal an die staatlichen Umweltschutzmaßnahmen anpassen?

Die vorliegende Arbeit möchte einen Beitrag zur Lösung dieser komplexen Fragestellungen leisten. Eine weitere Diskussion der Steuerungs- und Anpassungsproblematik im Umweltschutz erscheint daher angebracht.

1.3.2. Probleme des staatlichen Steuerungssystems und der industriellen Anpassung

Grundsätzlich lassen sich zwei Problemebenen unterscheiden: die Makroebene der öffentlichen Entscheidungsträger und die Mikroebene der betroffenen Einzelwirtschaftler.

Eine zielgerechte Gestaltung der staatlichen Umweltschutzmaßnahmen erweist sich bei näherer Betrachtung als äußerst schwer zu lösender Entscheidungskomplex. Die besondere Problematik wird vor allem durch folgende Umstände hervorgerufen:

- o Die Vielfalt der Residuen und die Zahl der Anfallstellen sind selbst bei Beschränkung auf den Produktionssektor sehr groß. Da die Einbeziehung aller Residuenarten und aller residuenerzeugenden Aktivitäten in ein staatliches Abgaben- und Verbotssystem einen untragbaren administrativen Aufwand erfordern würde, erhebt sich die Frage, welche Residuen explizit erfaßt werden sollen und an welchen Punkten des Wirtschaftsgeschehens die Steuerungsmaßnahmen anzusetzen sind. Zahl und Auswahl der Eingriffspunkte bestimmen offenbar die grundlegende Wirksamkeit der staatlichen Umweltschutzpolitik. Eine Konzentration auf die nach Art oder Menge problematischen Residuen und auf die bedeutendsten Residuenquellen, d.h. insbesondere auf die industriellen Aktivitäten¹⁾ ist daher geboten.
- o Von wesentlicher Bedeutung für den Erfolg umweltpolitischer Maßnahmen ist die Beachtung der technischen Interdependenzen der Residuenentstehung. Eine Vernachlässigung bestehender Abhängigkeiten kann z.B. zu dem unerwünschten Ergebnis führen, daß die angestrebte Vermeidung oder Verringerung einer bestimmten Schadstoffemission die Entstehung anderer, noch problematischerer Residuen bewirkt. Fehler dieser Art sind besonders bei partiellen, z.B. nur die Luftverschmutzung oder nur die Wasserverschmutzung betreffenden Steuerungsmaßnahmen zu befürchten.²⁾ Auf der anderen Seite eröffnen technische Komplementärbeziehungen³⁾ zwischen verschiedenen Residuen die

1) Vgl. Abschnitt 1.2.3.

2) So führte die aus Gründen der Luftreinhaltung verfügte drastische Emissionsbeschränkung für Müllverbrennungsanlagen in Apartmenthäusern in New York, die de facto einem Betriebsverbot gleichkam, zu einem lawinenartigen Anstieg der zu beseitigenden Hausmüllmenge, den die zuständige Behörde offensichtlich nicht erwartet hatte. Vgl. Russell (1973), S. 3, Fußnote 7.

3) Die Komplementarität kann sowohl im gemeinsamen Anfall als auch in der gemeinsamen Beseitigung mehrerer Residuen (z.B. Entfernung mehrerer Schadstoffe durch einen einzigen Behandlungsprozeß) liegen.

Möglichkeit, mit Einführung einer Emissionsabgabe oder einer Emissionsbeschränkung für eines der Residuen auch die Emission der übrigen zu verringern. Dieser Möglichkeit kommt angesichts des notwendigerweise unvollständigen Eingriffssystems des Staates erhebliche Bedeutung zu. Im Interesse einer effizienten Gestaltung der Umweltpolitik sollten deshalb die Steuerungsmaßnahmen simultan und unter Berücksichtigung der zwischen den Residuen bestehenden technischen Abhängigkeiten bestimmt werden. Die Komplexität dieser Aufgabe ist evident.

- o Da die für ein marktwirtschaftliches System in Betracht kommenden umweltpolitischen Instrumente den betroffenen Betrieben einen mehr oder weniger großen Entscheidungsspielraum belassen, sind die Konsequenzen ihres Einsatzes äußerst schwer zu prognostizieren. Unter der Annahme einer auf Gewinnmaximierung oder Kostenminimierung gerichteten einzelwirtschaftlichen Zielsetzung hängt die Wirkung staatlicher Maßnahmen von den spezifischen ökonomischen Gegebenheiten des einzelnen Betriebs (oder der einzelnen Branche) ab. Eine zumindest grobe Kenntnis dieser Verhältnisse ist für die richtige Dimensionierung der Steuerungsinstrumente daher unbedingt erforderlich.

Des weiteren ist zu beachten, daß sich die Kostenwirkungen der einzelnen Maßnahmen aufgrund der interindustriellen Vorleistungsverflechtungen in andere Wirtschaftsbereiche fortpflanzen. Im Prinzip ist diese Fortpflanzung erwünscht, da sie durch kumulative Preissteigerungen die Betriebe zum Einsatz weniger residuenverursachender alternativer Technologien und die Konsumenten zum Verbrauch konkurrierender umweltfreundlicherer Produkte anregt.¹⁾ Ist der kumulative Effekt jedoch an einer

1) Vgl. Hanssmann, Diruf, Fischer, Ramer und Schönbauer (1976), S. 335.

Stelle zu groß, so kann dies dort zu den negativen Folgen einer Übersteuerung, d.h. zur Erdrosselung der wirtschaftlichen Aktivitäten führen.

- o Die erfolgreiche Realisierung einer zielgerechten Umweltschutzpolitik erfordert eine zeitlich-strategische Koordinierung der Steuerungsinstrumente. Als besonders kritisch sind die erstmalige Einführung umweltpolitischer Maßnahmen sowie größere Revisionen oder Ergänzungen einer bestehenden, jedoch z.B. als falsch oder als nicht ausreichend erkannten Umweltschutzpolitik anzusehen. In beiden Fällen ist es in der Regel notwendig, durch eine intensitätsmäßige Abstufung und durch eine geeignete Wahl der Einsatzreihenfolge der Steuerungsmaßnahmen eine zu abrupte und daher vielleicht existenzgefährdende Belastung der Betriebe zu vermeiden und ihnen eine vernünftige Anpassungsfrist einzuräumen. Um die Wirkung der Steuerungsinstrumente langfristig aufrecht zu erhalten, ist es schließlich erforderlich, sie von Fall zu Fall in bezug auf zeitliche Entwicklungen wie Geldentwertung¹⁾ oder technischer Fortschritt zu aktualisieren.

Für den einzelnen Industriebetrieb bedeutet die Einführung staatlicher Umweltschutzmaßnahmen die Erfassung eines Teils, im Extremfall sogar aller Produktionsresiduen durch ein System von Preisen und Verboten. Insbesondere werden bisher kostenlos (oder fast kostenlos) verfügbare Einsatzgüter wie Luft und Wasser zu u.U. teuren Produktionsfaktoren. Diese Veränderungen der Daten- und Residuenbasis stellen die Optimalität und ggfs. auch die Zulässigkeit der bisherigen betrieblichen Entscheidungen, soweit sie die Entstehung, Behandlung und Emission von Residuen berühren, in Frage und machen eine Anpassung an die geänderten Bedingungen erforderlich. In be-

1) Vgl. hierzu Rincke, Irmer, Göttching und Dalpke (1975), S. 132 ff.

sonders residuenintensiven Betrieben, die von staatlichen Umweltschutzregelungen in existenzgefährdendem Maße betroffen sein können, kommt den Anpassungsentscheidungen naheliegenderweise höchste Bedeutung zu. Das Spektrum betrieblicher Anpassungsmaßnahmen ist in diesen Fällen meist umfassend, beinhaltet sowohl taktische als auch strategische Entscheidungen und schließt in Ausnahmesituationen eine Betriebsstillegung mit ein. Offenbar müssen die spezifischen Schwierigkeiten, die wir für die staatliche Umweltschutzpolitik aufgrund der technisch-ökonomischen Komplexität des Residuenproblems festgestellt haben, auch analog im Rahmen betrieblicher Anpassungsentscheidungen gelöst werden. So stellt die Identifizierung der wesentlichen Anfallstellen und Ströme jener Residuen, die von staatlichen Regelungen betroffen sind, sowie der zwischen ihnen bestehenden quantitativen und qualitativen Zusammenhänge eine wichtige und oft nur schwer zu erfüllende Voraussetzung für die betriebliche Maßnahmenplanung dar. Zusätzliche Schwierigkeiten können sich aus wechselseitigen Abhängigkeiten von Wirkungen und Kosten der verfügbaren Einzelmaßnahmen ergeben.

Aus unserer bisherigen Diskussion ist sowohl für den staatlichen als auch für den einzelwirtschaftlichen Entscheidungsträger eine Entscheidungsproblematik sichtbar geworden, deren Komplexität den Einsatz wissenschaftlicher Methoden notwendig macht. Erforderlich ist offenbar ein methodisches Instrumentarium, mit dessen Hilfe die zahlreichen technischen und ökonomischen Interdependenzen innerhalb der Umweltschutzproblematik simultan erfaßt werden können. Dies verweist uns auf die Methodik der Unternehmensforschung, komplexe Entscheidungszusammenhänge mit Hilfe quantitativer Modelle zu strukturieren.

Wünschenswert wäre sicherlich ein umfassendes Modell(system), mit dessen Hilfe die Wechselwirkungen staatlicher und einzelwirtschaftlicher Umweltschutzentscheidungen für den Bereich der gesamten Volkswirtschaft sichtbar gemacht werden können. Die praktische Modellkonstruktion setzt je-

doch zunächst einen weniger umfassenden und näher spezifizierten Entscheidungskontext voraus. Diese Voraussetzung scheint bei der Beschränkung auf einen bestimmten Betriebstyp oder eine einzelne Branche gegeben zu sein.¹⁾ Die Entwicklung eines solchen Modells ist Inhalt der vorliegenden Arbeit.

Als Gegenstand unserer Modellierung haben wir die Zellstoff- und Papierbranche ausgewählt. Maßgebend für unsere Wahl waren vor allem folgende Tatbestände:

- (1) Die Zellstoff- und Papierindustrie ist, obwohl sie nur etwa 1 % zur gesamtwirtschaftlichen Wertschöpfung beiträgt, ein bedeutender Umweltverschmutzer. Einige Angaben mögen dies verdeutlichen:
 - o Die Branche weist mit mehr als 500 Mio m³/Jahr hinter der wirtschaftlich wesentlich bedeutenderen chemischen Industrie den zweitgrößten Fabrikationswasserverbrauch aller Industriezweige auf.²⁾ Sie verursacht eine Gewässerbelastung von derzeit etwa 15 Mio EGW (Einwohnergleichwerten).³⁾
 - o Aus der Zellstoffherstellung resultieren prozeßbedingte SO₂-Emissionen von ca. 50 kg SO₂/t Zellstoff.⁴⁾
 - o Feste Abfälle entstehen vor allem in Form von Entrindungsabgängen, die 10 - 15 % des verarbeiteten Holzes (1972: rd. 2 Mio t bzw. 7 Mio fm Holz) ausmachen.

1) Einmal vorhandene Betriebs- und Branchenmodelle können in weiteren Schritten aggregiert und zu immer größeren Wirtschaftskomplexen bis hin zu einem Modell der gesamten Volkswirtschaft zusammengefaßt werden. Vgl. hierzu insbesondere Abschnitt 2.2.3 dieser Arbeit.

2) Vgl. Ploetz (1973), S. 1.

3) Vgl. Rincke, Irmer, Götsching und Dalpke (1975), S. 104 u. S. 115.

4) Vgl. Rincke, Irmer, Götsching und Dalpke (1975), S. 43.

- (2) Da die Papierindustrie in großem Umfang Altpapier als Papierrohstoff verwendet, bietet sie gleichzeitig ein exzellentes Beispiel für eine Umweltentlastung durch Altmaterialzirkulation ("recycling").
- (3) Wegen des starken Importdrucks aus Ländern mit günstigerer Rohstoffbasis weist die Branche seit Jahren eine schlechte Ertragslage auf. Eine (kosten-)optimale Anpassung an die Umweltschutzbestimmungen des Staates ist daher eine existenzielle Notwendigkeit für die Betriebe.

Auf die konkreten Forschungsziele, die wir mit dieser Studie verfolgen, wollen wir im folgenden kurz eingehen.

1.4 Forschungsziele

Wichtigstes Ziel unserer Arbeit ist die Konstruktion und Auswertung von Strukturmodellen zur simultanen Planung von Produktions- und Umweltschutzentscheidungen für alle wesentlichen Betriebs- und Aktivitätskategorien in der Zellstoff- und Papierindustrie. In branchentypischer Ausgestaltung sollen sich die Modelle dazu eignen, das Anpassungsverhalten der Betriebe an staatliche Umweltschutzregelungen zu untersuchen und damit dem Staat eine Prognose der ökonomischen und ökologischen Wirkungen alternativer Umweltschutzstrategien erlauben. Die Modellkonstruktionen sollen jedoch auch so weit individualisierbar sein, daß sie zur Optimierung der Umweltschutzentscheidungen im einzelnen Zellstoff- oder Papierbetrieb eingesetzt werden können.

Aus dem Hauptziel der Arbeit leiten wir folgende operationalen Teilziele ab:

- (1) Auswahl und Darstellung eines geeigneten Basiskonzepts

Nach einer Diskussion der Modellanforderungen stellen wir im zweiten Kapitel das Konzept eines linearen Prozeßmodells vor, das für die

oben beschriebene Aufgabenstellung besonders gut geeignet erscheint. Wir erläutern zunächst Struktur und Wirkungsweise des Modells und gehen dann auf seine durch den linearen Ansatz bedingten Grenzen ein. Anschließend werden noch einige für den staatlichen Entscheidungssträger besonders wichtige Möglichkeiten der Konstruktion größerer Modellkomplexe beschrieben. Ein Überblick über bisher bekannt gewordene Anwendungen des beschriebenen Modellkonzepts schließt diesen Punkt ab.

(2) Analyse der Umweltprobleme der Zellstoff- und Papierindustrie

Der erste Teil des dritten Kapitels gibt zunächst einen Überblick über die Struktur und die prozessualen Zusammenhänge der Branche. Davon ausgehend werden im folgenden die wesentlichen Residuenarten und -quellen sowohl im Bereich der Produktionsaktivitäten als auch des Papierverbrauchs identifiziert und Möglichkeiten zur Verringerung der Umweltbelastungen diskutiert. Besonderes Gewicht wird dabei auf Maßnahmen zur Residuenvermeidung gelegt. Der letzte Teil des Kapitels enthält Ausführungen über die derzeitige ökonomische und ökologische Situation der Zellstoff- und Papierbranche in der Bundesrepublik sowie über relevante Umweltschutzgesetze.

(3) Modellierung von Teilkomplexen der Zellstoff- und Papierindustrie unter dem Aspekt des Umweltschutzes

Im vierten Kapitel erfolgt die Konstruktion von drei Teilmodellen, die die unter Umweltschutzgesichtspunkten wesentlichen Aktivitäten der Branche abbilden. Teilmodell I beinhaltet die Zellstoffherstellung, Teilmodell II hat die Abwasserwirtschaft bei der Papierfabrikation zum Gegenstand und Teilmodell III schließlich umfaßt den Komplex der Altpapierzirkulation. Die Teilmodelle enthalten die für die Residuenentstehung, -vermeidung und -behandlung maßgeblichen Prozesse explizit als Entscheidungsvariable und erfassen den Fluß der verschiedenen Residuen unter Berücksichtigung bestehender Abhängigkeiten von ihrer Entstehung bis zu ihrer Emission in die Umwelt.

Zusammen mit der Konstruktion der Modelle erfolgt auch ihre numerische Konkretisierung. Aus Gründen unterschiedlicher Datenverfügbarkeit ergeben sich dabei zwischen den drei Teilmodellen erhebliche Unterschiede im Aggregationsgrad und in der Realitätsnähe. Die größte empirische Relevanz weist u. E. das Teilmodell I auf, das mit der Zellstofferzeugung einen relativ homogenen Produktionsprozeß abbildet, für dessen Beschreibung ausreichende Daten beschafft werden konnten. Demgegenüber sind für die in Teilmodell II erfaßten Abwasserprobleme der Papierherstellung nur wesentlich globalere und weniger verlässliche Zahlenangaben vorhanden. Als besonders schmal erwies sich die Datenbasis für Teilmodell III (Altpapierwiedereinsatz), so daß wir uns zum Teil mit fiktiven Zahlen behelfen mußten, um wenigstens die Funktionsweise des Teilmodells demonstrieren zu können.

Aufgrund der geschilderten Datenprobleme ist die Konstruktion eines Modells der gesamten Branche derzeit nicht realisierbar. Im Vorgriff auf eine Verbesserung des Informationsstandes geben wir jedoch eine skizzenhafte Darstellung der Eingliederung unserer Teilmodelle in ein Branchenmodell.

(4) Durchführung und Diskussion von Modellauswertungen

Die im vierten Kapitel entwickelten Teilmodelle werden nunmehr je nach dem Grad ihrer Realitätsnähe einer mehr oder weniger großen Zahl von Auswertungen unterzogen. Untersucht werden dabei insbesondere die Wirkungen unterschiedlicher Abgabenhöhen für verschiedene Schadstoffe auf die Emissionsmengen und die Produktionskosten, daneben aber auch die Konsequenzen einiger indirekter Einflüsse wie z. B. Änderungen der Produktqualitäten. Die wichtigsten Ergebnisse der Modellauswertungen werden im fünften Kapitel zusammengestellt und diskutiert.

2. AUSWAHL UND DISKUSSION EINES QUANTITATIVEN BASIS- KONZEPTS FÜR DEN INDUSTRIELLEN UMWELTSCHUTZ

2.1. Anforderungen an ein Modell für die Umweltschutzplanung

Aufgrund der besonderen Problematik industrieller und staatlicher Umweltschutzentscheidungen¹⁾ sollte ein Planungsmodell über die generellen Modellanforderungen einer hinreichenden Gültigkeit und Operationalität hinaus folgende speziellen Eigenschaften aufweisen:

- (1) die Fähigkeit zur Erfassung des gesamten Alternativenspektrums der betrieblichen Anpassungsentscheidungen und aller relevanten Residuenströme,
- (2) ein hinreichend breites Einsatzpotential zur Lösung einzelwirtschaftlicher und staatlicher Fragestellungen, sowie
- (3) einfache Möglichkeiten der Modifikation und Erweiterung zur Anpassung des Modells an die technische, ökonomische und ökologische Entwicklung.

Zu (1): Da unser Modell konkrete Aussagen über die jeweils einzuschlagende Anpassungsstrategie eines Betriebes liefern soll, ist es erforderlich, sämtliche zur Verfügung stehenden Einzelmaßnahmen explizit als Entscheidungsvariable in das Modell aufzunehmen. Dabei beschränkt sich die Palette der betrieblichen Umweltschutzmaßnahmen keineswegs auf Verfahren zur nachträglichen Behandlung von entstandenen Residuen, sondern sie umfaßt auch eine Reihe von Möglichkeiten zur Verringerung der Residuenentstehung. Insgesamt lassen sich folgende Maßnahmekategorien unterscheiden:

1) Vgl. Abschnitt 1.3.2.

- o Verringerung des Residuenanfalls durch Senkung des Produktionsniveaus¹⁾
- o Veränderung des "Residuenprofils" durch Variation der Produktionsbedingungen, insbesondere durch
 - Wechsel des Produktionsverfahrens
 - Verwendung anderer Rohstoffe
 - Verringerung der Endproduktqualität
- o Verwertung von Residuen durch
 - Rückgewinnung von Rohstoffen für den Wiedereinsatz
 - Herstellung von Nebenprodukten
- o Veränderung der Form bzw. der Schädlichkeit von angefallenen Residuen durch Behandlungsverfahren²⁾.

Im allgemeinen stehen dem einzelnen Betrieb mehrere Maßnahmen aus jeder Kategorie zur Verfügung, die in verschiedener Weise miteinander kombiniert werden können. Ihre zum Teil unmittelbare Verbindung mit dem Produktionsbereich macht eine simultane Entscheidung über Umweltschutz- und Produktionsaktivitäten erforderlich. Die Konsequenzen für den Umfang und die Komplexität des Modells sind evident.

In gleicher Weise muß das Modell alle relevanten, d. h. vor allem alle von staatlichen Maßnahmen betroffenen Residuen identifizieren und explizit ausweisen. Dies setzt voraus, daß das Modell in der Lage ist, den Anfall der Residuen bei den einzelnen Prozessen zu erfassen und ihren Fluß durch das

-
- 1) Diese Anpassungsmaßnahme dürfte wegen ihres ökonomischen Nebenefektes nur in Extremfällen in Betracht kommen, z. B. bei notwendiger Schließung eines Betriebes. Gesucht sind vielmehr Maßnahmen zur Verminderung der spezifischen Residuenemission je Produkteinheit.
 - 2) Da Behandlungsmaßnahmen in der Regel den Einsatz von Material und Energie erfordern, steigt die Residuenmenge insgesamt an.

System der Vermeidungs- und Behandlungsprozesse (unter Berücksichtigung quantitativer und qualitativer Veränderungen der Residuenströme) bis zu ihrer endgültigen Entladung in die Umwelt zu verfolgen und zu beschreiben.

Zu (2): Das geplante Modell soll sowohl den einzelnen Betrieb als auch den Staat bei der Lösung konkreter Entscheidungsprobleme im Umweltschutz unterstützen. Von dieser Doppelfunktion des Modells kann im Prinzip ein positiver Einfluß auf die Konsistenz der staatlichen und der betrieblichen Umweltpolitik erwartet werden. Gleichzeitig ergeben sich daraus jedoch erhebliche Anforderungen an die Einsatzflexibilität des Modellkonzepts.

Angesichts der in (1) beschriebenen kombinatorischen Vielfalt betrieblicher Entscheidungsalternativen stellt die Optimierungsfähigkeit des Modells einen wichtigen Teilaspekt seines Einsatzpotentials dar. Gesucht ist in der Regel die unter dem Ziel der Gewinnmaximierung bzw. Kostenminimierung optimale Kombination aus den im Modell enthaltenen Einzelmaßnahmen zur Anpassung an eine gegebene staatliche Umweltpolitik. Weitere Fragestellungen, deren Beantwortung die Optimierbarkeit des Modells voraussetzen, können z.B. die Bestimmung der günstigsten zeitlichen Anpassungsstrategie an staatliche Umweltschutzmaßnahmen oder die Überprüfung der Robustheit bestimmter betrieblicher Maßnahmen in bezug auf alternative staatliche Maßnahmen betreffen. Angesichts der Zwecksetzung des Modells muß die Optimierbarkeit nicht nur theoretisch gegeben, sondern für Probleme praktischen Größenordnung auch tatsächlich mit vertretbarem Rechenaufwand zu realisieren sein.

Da im Bereich staatlicher Umweltschutzmaßnahmen eine Optimierung im strengen Wortsinn nicht möglich ist,¹⁾ muß sich der Einsatz von Modellen

1) Abgesehen davon, daß die von uns ins Auge gefaßten Betriebs- bzw. Branchenmodelle nur einen kleinen Teil des Eingriffsbereichs staatli-

auf die Wirksamkeitsanalyse einzelner, a priori formulierter Steuerungsalternativen beschränken. Die Untersuchung alternativer Steuerungsmaßnahmen kann nach Art eines Lernprozesses die zielgerechte Gestaltung der staatlichen Umweltschutzpolitik in effizienter Weise unterstützen. Die Problemstellungen im Bereich der staatlichen Umweltschutzpolitik sind allerdings so unterschiedlich, daß der Anpassungsfähigkeit des Modells an spezifische Fragestellungen eine entscheidende Bedeutung zukommt. Als besonders wünschenswerte Modelleigenschaften in Hinblick auf ein breites Einsatzpotential im staatlichen Bereich sind insbesondere die Möglichkeit der Aggregierung bzw. Disaggregierung des Modells sowie seiner Eingliederung in größere Modellkomplexe zu nennen.

Zu (3): Die geplanten Modellkonstruktionen besitzen wegen der Permanenz der staatlichen und betrieblichen Planungsaufgaben im Umweltschutz strategischen Charakter. Sie müssen daher den sich verändernden realen Verhältnissen durch laufende Aktualisierung Rechnung tragen. So wird es im Zeitablauf z. B. notwendig, neu entwickelte Produktions- oder Behandlungstechnologien in das Modell aufzunehmen, die Kosten- und Ertragssätze den jeweiligen ökonomischen Gegebenheiten anzupassen oder bisher vernachlässigte Residuen, deren Vorhandensein bzw. deren Schädlichkeit erst später festgestellt wurde, nunmehr explizit im Modell zu erfassen. Eine einfache Durchführbarkeit derartiger Modellkorrekturen ist wegen der zu erwartenden Häufigkeit ihres Auftretens wünschenswert.

Die von uns diskutierten Modellanforderungen decken sich weitgehend mit denen prozeßanalytischer Studien, für die geeignete Modellkonzepte verfügbar sind. Es ist zu vermuten, daß sich diese Modelle prinzipiell auch für

cher Umweltschutzmaßnahmen repräsentieren, läßt sich (zumindest derzeit) weder ein vollständiges System der staatlichen Alternativen formulieren noch ein allgemeingültiges quantitatives Entscheidungskriterium definieren.

unsere Problemstellungen einsetzen lassen. In den folgenden Ausführungen soll diese Vermutung überprüft werden.

Der Begriff "Prozeßanalyse" dient zur Kennzeichnung von Studien der produktiven Leistungsfähigkeit industrieller Komplexe (Betriebe, Branchen, Volkswirtschaften) bei begrenzten Ressourcen mit Hilfe von Strukturmodellen der Produktionsprozesse.¹⁾ In prozeßanalytischen Modellen werden die Produktionsalternativen durch Aktivitätsvektoren beschrieben, deren Koeffizienten in der Regel die spezifischen Faktoreinsätze (in ME) je Produkt-einheit²⁾ und deren Niveaus die jeweiligen Produktionsmengen angeben. Die Gesamtverbräuche an Produktionsfaktoren werden durch Restriktionen (Zeilenvektoren) beschränkt. Zur Bestimmung der optimalen Niveaus der im Modell enthaltenen Aktivitäten (Produktionsprozesse) werden mathematische Verfahren, insbesondere die lineare Optimierung eingesetzt.³⁾ Modelländerungen und -erweiterungen sind einfach durchzuführen. Zur Berücksichtigung zusätzlicher Prozeßalternativen bedarf es lediglich der Einführung entsprechender Aktivitätsvektoren in das Modell. In analoger Weise lassen sich anfänglich nicht explizit ausgewiesene Prozeßinputs oder -outputs später durch Hinzufügen von Zeilenvektoren (als Bilanzgleichungen) verfolgen oder (als Restriktionen) beschränken.

Eine Übertragung des prozeßanalytischen Modellkonzepts auf die Problemstellung industrieller Umweltschutzentscheidungen ist offenbar folgendermaßen möglich: Die Verfahren zur Vermeidung bzw. Behandlung von Residuen

1) Vgl. Manne und Markowitz (1963), S. 3.

2) Vgl. Tsao und Day (1971), S. B-589. Es ist jedoch in gleicher Weise möglich, die Input- und Outputkoeffizienten auf eine andere Basiseinheit z.B. auf eine Einheit des wichtigsten Einsatzfaktors zu beziehen.

3) Daneben spielen noch die Simulation und die ganzzahlige Optimierung eine, wenngleich relativ bescheidene Rolle. Vgl. Manne und Markowitz (1963), S. 3.

werden in gleicher Weise wie die Produktionsprozesse durch Aktivitätsvektoren im Modell abgebildet und die anfallenden Residuen ebenso wie die Produkte allgemein als Outputs (oder Inputs) der Aktivitäten betrachtet. Die Modellauswertung, für die effiziente Algorithmen verfügbar sind,¹⁾ erbringt optimale Niveaus für die Produktions-, Vermeidungs- und Behandlungsprozesse sowie optimale bzw. zulässige Produkt- und Residuenmengen. Staatliche Steuerungsmaßnahmen lassen sich durch Manipulation der Zielfunktion bzw. durch Einführung von Restriktionen berücksichtigen.

2.2. Lineare Prozeßmodelle als Planungsinstrumente des industriellen Umweltschutzes

2.2.1. Struktur und Wirkungsweise

Eine grundlegende Darstellung der Erweiterung des prozeßanalytischen Ansatzes auf Probleme der betrieblichen Anpassung an staatliche Umweltschutzmaßnahmen findet sich bei Russell, der die Anwendbarkeit dieses Konzepts am Beispiel der Residuenprobleme bei der Ölraffinierung überzeugend demonstriert.²⁾ Die folgenden Ausführungen lehnen sich an diese Darstellung an.³⁾ In komprimierter Form präsentiert sich das Modell in der bekannten Form eines linearen Programms

$$\underset{x_j}{\text{Max/Min}} \quad Z = \sum_j c_j x_j \quad (2.1)$$

unter Einhaltung der Nebenbedingungen

-
- 1) Diese Aussage bezieht sich auf eine lineare Modellstruktur.
 - 2) Vgl. Russell (1973), S. 19 ff., Russell (1971), S. 138 ff.
 - 3) Vgl. auch Hanssman, Diruf, Fischer, Ramer und Schönbauer (1976), S. 118 ff.

$$\sum_j a_{ij} x_j \begin{cases} \leq \\ = \\ \geq \end{cases} b_i \quad (i=1, \dots, m) \quad (2.2)$$

$$\text{und} \quad x_j \geq 0 \quad (j=1, \dots, n) \quad (2.3)$$

Die speziellen Modellinhalte und -zusammenhänge werden aus Tab. 2.1 ersichtlich. In der Kopfzeile der Tabelle sind die in das Modell eingehenden Aktivitäten gruppenweise zusammengefaßt. Sämtliche Aktivitätsniveaus werden in physischen Einheiten (ME/ZE) gemessen. Zur Definition der Aktivitätsniveaus verwendet Russell bei Produktions- und Weiterbehandlungsaktivitäten jeweils die in den Prozeß eingeschleusten Inputmengen, in der regulären Produktion etwa die eingesetzten Rohölmengen X_h ($h=1, \dots, H$), in der Residuenbehandlung die zugeführten Mengen V_m ($m=1, \dots, M$) eines Residuums. Werden mehrere verschiedene Inputs in ein und denselben Prozeß eingeschleust, so wird einer davon zur Definition des Aktivitätsniveaus herangezogen. In gleicher Weise ist es möglich, das Niveau einer Prozeßaktivität durch einen Prozeßoutput zu beschreiben, wenn dies im konkreten Fall zweckmäßig erscheint.

Analog zu den Aktivitäten sind auch die Restriktionen in mehrere Blöcke gegliedert. Die ersten beiden Blöcke beziehen sich auf die hergestellten Mengen an regulären und Nebenprodukten. Bezeichnet der Koeffizient a_{ih} den Anfall des aus Prozeß h resultierenden regulären Produkts i je Einheit des Aktivitätsniveaus und Y_i den zu deckenden Marktbedarf, so ist zu fordern

$$\sum_{h=1}^H a_{ih} X_h - Y_i = 0 \quad (i=1, \dots, \tilde{N}) \quad (2.4)$$

Die Bedarfsmengen Y_i werden hierbei als extern vorgegeben angenommen. Demgegenüber sind für die Nebenprodukte keine festen Bedarfsmengen vorgesehen, es wird jedoch unterstellt, daß die erzeugten Mengen in jedem

Tab. 2.1
MATRIXDARSTELLUNG EINES UMWELTBEZOGENEN PROZESSANALYTISCHEN MODELLS

Aktivitäts- niveau Output- kategorie	Produktions- prozesse $X_1, \dots, X_H$	Beiproduktions- prozesse $B_1, \dots, B_J$	Verkauf $Y_1, \dots, Y_N$	Rohmaterial- wiedergewin- nung $W_1, \dots, W_K$	Residuen- behandlung $V_1, \dots, V_M$	Residuen- entladung $D_1, \dots, D_G$	
Hauptprodukte 1 $\vdots$ N	$a_{11}, \dots, a_{1H}$ $\vdots$ $a_{N1}, \dots, a_{NH}$		-1 $\vdots$ $\vdots$				≥ 0 ≥ 0
Beiprodukte $\tilde{N}+1$ $\vdots$ N		$b_{.1}, \dots, b_{.J}$ $b_{N1}, \dots, b_{NJ}$	$\vdots$ $\vdots$ -1				$= 0$ $= 0$
Primäre Residuen	$\tilde{r}_1, \dots, \tilde{r}_H$	$\tilde{s}_1, \dots, \tilde{s}_J$		$\tilde{t}_1, \dots, \tilde{t}_K$	$-\tilde{u}_1, \dots, -\tilde{u}_M$	$-\tilde{v}_1, \dots, -\tilde{v}_G$	$= 0$
Sekundäre Residuen		$\tilde{s}_1, \dots, \tilde{s}_J$				$\approx -\tilde{v}_1, \dots, -\tilde{v}_G$	$= 0$
Roh- materialien	$-\tilde{p}_1, \dots, -\tilde{p}_H$			$\tilde{w}_1, \dots, \tilde{w}_K$			$\geq -\tilde{p}$
Ent- ladungsstoffe						1 1	$\leq \tilde{F}$
Qualität	$\tilde{q}_1, \dots, \tilde{q}_H$						$\leq \tilde{Q}$
Ziel- funktion	Produktionskosten			Behandlungskosten		Steuern	
	Preise						

Quelle: Russell (1971).

Fall verkäuflich sind. Für die mit den Raten b_{ij} aus den Prozessen der Nebenproduktion anfallenden Produktmengen Y_i gilt dann:

$$\sum_{j=1}^J b_{ij} B_j - Y_i = 0 \quad (i=\bar{N}+1, \dots, N) \quad (2.5)$$

Der dritte Block von Restriktionen in Tab. 2.1 betrifft Schadstoffbilanzen.

Alle Aktivitätsspalten können Schadstoffkoeffizienten enthalten, die sich auf den der jeweiligen Zeile entsprechenden Schadstoff beziehen. Ein positiver Koeffizient bezeichnet einen Ausstoß, ein negativer eine Einschleusung des betreffenden Residuums je Einheit der darüber stehenden Aktivität.¹⁾ Die

Bilanzgleichungen stellen sicher, daß über den gesamten Anfall eines jeden Residuums durch Einschleusung in Prozesse der Nebenprodukterzeugung, der Rohmaterialrückgewinnung oder der Residuenbehandlung oder durch Emission in das der speziellen Form des Residuums entsprechende Umweltmedium verfügt wird. Die Werte der Bilanzgleichungen ergeben sich durch Multiplikation der Koeffizienten mit den zugehörigen Aktivitätsniveaus. In der Tabelle wird zwischen "primären" und "sekundären" Residuen unterschieden. Diese Differenzierung bezieht sich jedoch nur auf die den Anfall eines Residuums verursachenden Aktivitäten, materiell kann es sich dabei um völlig gleiche Stoffe handeln. Residuen aus der regulären Produktion werden als primär, solche aus Prozessen zur Verwertung bzw. Behandlung von (primären und sekundären) Residuen als sekundär bezeichnet.

Der nächste Block umfaßt die mit dem Rohmaterialeinsatz zusammenhängenden Restriktionen und Bilanzgleichungen. Die in jeder Zeile enthaltenen negativen Koeffizienten, z.B. p_{sh} , geben für die verschiedenen Produktions-

1) In der Praxis kann die Vorzeichenwahl für Inputs und Outputs unter dem Gesichtspunkt der leichteren Rechenbarkeit getroffen werden (z.B. keine negativen Werte in der b-Spalte bei linearer Optimierung), solange nur die Konsistenz der Zeilen erhalten ist. Vgl. Russell (1973), S. 20.

und sonstigen Aktivitäten die spezifischen Inputquantitäten, die positiven, z.B. w_{kh} , die je Aktivitätseinheit der einzelnen Rückgewinnungsverfahren k aus Residuen extrahierte Menge eines bestimmten Rohstoffs an. Ist die Verfügbarkeit eines Rohstoffs s extern beschränkt, etwa auf die Menge $\tilde{P}_s$, so wird sie durch die Rückgewinnungsaktivitäten intern erweitert:

$$- \sum_{h=1}^H p_{sh} X_h \dots + \sum_{k=1}^k w_{sk} W_k - \dots \geq - \tilde{P}_s \quad (s=1, \dots, \tilde{S}) \quad (2.6)$$

Beim Fehlen einer Verfügbarkeitsgrenze für einen anderen Rohstoff reduziert sich die von außen zu beschaffende Rohstoffmenge um die Rohstoffausbeute der Rückgewinnungsprozesse. Erweitert man die Aktivitäten um eine Gruppe von Beschaffungsaktivitäten P_s , so ergeben sich Bilanzgleichungen folgender Art:

$$- \sum_{h=1}^H p_{sh} X_h \dots + \sum_{k=1}^k w_{sk} W_k + P_s - \dots = 0 \quad (s=\tilde{S}+1, \dots, S) \quad (2.7)$$

Der folgende Block beinhaltet eventuell bestehende Emissionsrestriktionen.

Um das Emissionsniveau D_g eines Residuums g auf eine bestimmte Menge F_g zu begrenzen, ist lediglich eine zusätzliche Nebenbedingung der Art

$$D_g \leq F_g \quad (g=1, \dots, G) \quad (2.8)$$

einzuführen. Die Berücksichtigung von Beschränkungen, die sich auf die Residuenkonzentrationen beziehen, z.B. ppm SO_2 je Nm^3 Abluft, ¹⁾ ist demgegenüber etwas schwieriger. Betrachten wir z.B. drei Abluftströme mit

1) ppm₃ = parts per million;
 Nm^3 = Normkubikmeter (1 m³ Gas bei einer Temperatur von 0° C, einem absoluten Druck von 760 Torr und einem Feuchtigkeitsgehalt von 0 kg/m³).

den Volumina D_1 , D_2 , D_3 und den SO_2 -Konzentrationen k_1 , k_2 , k_3 , und nehmen wir an, die durchschnittliche SO_2 -Konzentration in der Abluft dürfe K_0 nicht überschreiten, so ergibt sich zunächst folgende Ungleichung:

$$\frac{D_1 k_1 + D_2 k_2 + D_3 k_3}{D_1 + D_2 + D_3} \leq K_0 \quad (2.9)$$

Um die Restriktion in ein lineares Programm aufnehmen zu können, multiplizieren wir mit dem Abluftvolumen $D_1 + D_2 + D_3$ durch, bringen alle Entscheidungsvariable enthaltenden Glieder auf die linke Seite und erhalten nach Vereinfachung:

$$D_1(k_1 - K_0) + D_2(k_2 - K_0) + D_3(k_3 - K_0) \leq 0 \quad (2.10)$$

Der fünfte und letzte Restriktionsblock dient zur Einhaltung von quantitativ erfaßbaren Qualitätsmerkmalen für Endprodukte, die z. B. aus den Outputs mehrerer Prozesse gemischt werden. Unter der Voraussetzung, daß sich die Ausprägungen q_{rh} eines Qualitätsmerkmals r in Mischung additiv verhalten und ein Qualitätsstandard Q_r vorgegeben wird, nehmen die Restriktionen die folgende einfache Form an:

$$\sum_{h=1}^H q_{rh} X_h \begin{cases} \leq \\ = \\ \geq \end{cases} Q_r \quad (r=1, \dots, R) \quad (2.11)$$

In der Praxis dürfte sich die Formulierung und der Einbau von Qualitätsrestriktionen wegen der in der Regel komplizierteren Zusammenhänge jedoch meist wesentlich schwieriger gestalten.¹⁾

"Die Zielfunktion (Gewinn/ZE) ergibt sich nach der letzten Zeile zwanglos, indem die Aktivitätsniveaus mit Preisen bzw. Kostenkoeffizienten versehen

1) Vgl. Russell (1973), S. 21.

werden. Etwaige Emissionssteuern erscheinen als Koeffizienten der Entladungsniveaus D_g . Die gewinnoptimale Anpassung aller Aktivitätsniveaus an Emissionssteuern und/oder -restriktionen kann nun ohne Schwierigkeit durch Lösung des entsprechenden linearen Programms ermittelt werden."¹⁾

Durch Variation der Zielfunktionskoeffizienten, der Werte der rechten Seiten der Restriktionen und der Matrixkoeffizienten selbst lassen sich auch die Wirkungen zahlreicher indirekter, d. h. nicht unmittelbar auf die Verringerung der Residuenemissionen abzielender Maßnahmen auf die betrieblichen Emissionsaktivitäten analysieren. Untersuchenswerte indirekte Einflüsse können unter anderem von Änderungen der Kosten und Verfügbarkeiten wichtiger Einsatzstoffe (z. B. Energie), der Preise für reguläre und Nebenprodukte (z. B. für Holzsprit aus der Zellstofferzeugung) oder der Qualitätsvorschriften (z. B. Verringerung des zulässigen Bleigehalts in Benzin) ausgehen. Desgleichen können durch Hereinnahme neuer bzw. durch Austausch oder Veränderung vorhandener Aktivitätsvektoren technische Neu- oder Weiterentwicklungen im Produktions- oder Residuenbereich auf ihre potentiellen Auswirkungen getestet werden.²⁾ Der Fluß von Residuen durch die Stufenfolge von Verwertungs- und Behandlungsverfahren kann unter Umständen recht kompliziert verlaufen, und es bedarf deshalb einigen Geschicks und einiger Sorgfalt, diese Ströme im Modell zu erfassen. Wir wollen daher in Anlehnung an Russell³⁾ kurz auf zwei typische Probleme eingehen und auf Formulierungsmöglichkeiten hinweisen.

Betrachten wir zunächst den in Fig. 2.1 dargestellten Sachverhalt. Der Anfall eines Residuums i ist den Niveaus X_f und X_k zweier Produktionsaktivitäten f und k mit den Raten r_{fi} bzw. r_{ki} proportional. Über die Menge des

1) Hanssmann, Diruf, Fischer, Ramer und Schönbauer (1976), S. 121.

2) Vgl. Russell (1971), S. 146; Russell (1973), S. 29.

3) Vgl. Russell (1971), S. 141 ff.; Russell (1973), S. 22 ff.

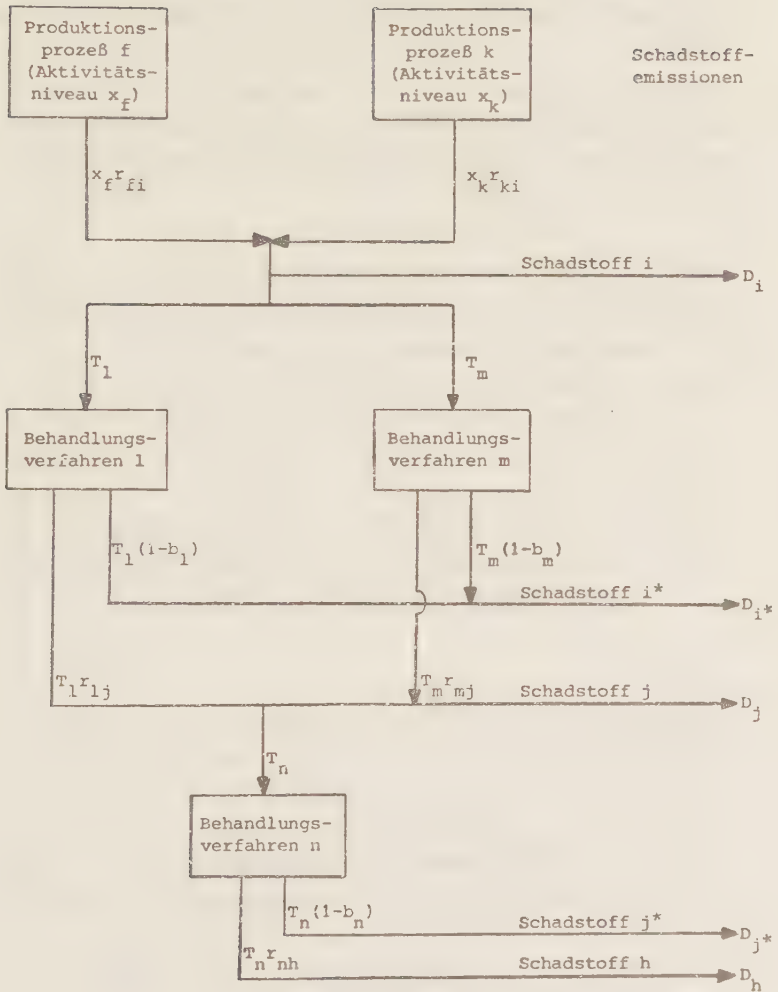


Fig. 2.1: Flußdiagramm der Entstehung und Behandlung eines einzelnen primären Schadstoffs

Residuums kann entweder durch unmittelbare Emission oder durch Einschleusung in zwei Behandlungsprozesse l und m, die die Anteile b_l bzw. b_m der jeweils zugeführten Residuenmenge entfernen, verfügt werden. Neben den nicht entfernten und (angenommenermaßen) endgültig zu emittierenden Anteilen $(1 - b_l)$ bzw. $(1 - b_m)$ entstehen je eingeschleuster Einheit des i-ten Residuums r_{lj} bzw. r_{mj} Einheiten eines neuen Residuums j, das seinerseits entweder direkt emittiert oder einem Reinigungsverfahren n (mit teilweiser Entfernung von j und dem Entstehen eines weiteren Residuums h) unterzogen werden kann.

Bezeichnen wir die Aktivitätsniveaus der Reinigungsverfahren l, m und n, ausgedrückt durch die jeweiligen Residueninputs, mit T_l , T_m und T_n , und die Emissionsmengen der Residuen i, i^* , j, j^* und h¹⁾ mit $D_i, \dots, D_h$, so sind folgende Bilanzgleichungen einzuführen:

$$r_{fi}X_f + r_{ki}X_k - T_l - T_m - D_i = 0 \quad (2.12)$$

$$(1-b_l)T_l + (1-b_m)T_m - D_i^* = 0 \quad (2.13)$$

$$r_{lj}T_l + r_{mj}T_m - T_n - D_j = 0 \quad (2.14)$$

$$(1-b_{nj})T_n - D_j^* = 0 \quad (2.15)$$

$$r_{nh}T_n - D_h = 0 \quad (2.16)$$

Eine ebenfalls von Russell²⁾ diskutierte Erweiterung dieser allgemeinen Vorgehensweise übernehmen wir in verkürzter Darstellung und etwas veränderter Symbolik. Wir betrachten zwei als Folge der beiden Produktionsaktivitäten X_1 bzw. X_2 entstehenden Abwasserströme $V_1 = v_1X_1$ und $V_2 = v_2X_2$, die die gleichen drei Schadstoffe in den Konzentrationen $0_{11}, 0_{12}, 0_{13}$ bzw. $0_{21}, 0_{22}, 0_{23}$ enthalten. Die Abwässer können entweder nach einstufiger Klä-

1) i^* und j^* bezeichnen die durch die jeweiligen Behandlungsverfahren nicht entfernten Teile der Residuen i und j.

2) Vgl. Russell (1971), S. 143 ff.; Russell (1973), S. 24 ff.

nung (Prozeß A), nach zweistufiger Klärung (Prozeß A und B) oder ohne jede Klärung in einen Fluß eingeleitet werden. Prozeß A entfernt die Bruchteile a_1 , a_2 , a_3 der drei Schadstoffe, Prozeß B die Bruchteile b_1 , b_2 , b_3 der nach A jeweils verbliebenen Schadstoffreste.

Der Fluß der Schadstoffe durch die Prozeßstufen wird im Modell nur implizit durch das jeweilige Abwasservolumen beschrieben. Wir führen dazu folgende Aktivitätsniveaus ein:

- A_1, A_2 = Einleitung von Abwasser 1 bzw. 2 in Prozeß A
 B_1, B_2 = Einleitung von Abwasser 1 bzw. 2 (aus Prozeß A) in Prozeß B
 D_{11}, D_{12} = Emission von Abwasser 1 bzw. 2 unmittelbar nach der Produktion
 D_{21}, D_{22} = Emission von Abwasser 1 bzw. 2 nach Prozeß A
 D_{31}, D_{32} = Emission von Abwasser 1 bzw. 2 nach Prozeß B
 Die Emissionsmengen der drei Schadstoffe bezeichnen wir mit S_1, S_2, S_3 .

Die Mengenbilanzen der Abwasserströme sind nach wie vor linear. So gilt für den primären, sekundären und tertiären Wasserausstoß des ersten (und analog dazu auch des zweiten) Produktionsprozesses nacheinander:

$$v_1 X_1 - A_1 - D_{11} = 0 \quad (2.17)$$

$$A_1 - B_1 - D_{21} = 0 \quad (2.18)$$

$$B_1 - D_{31} = 0 \quad (2.19)$$

Die in die Umwelt gelangenden Schadstoffmengen S_1 , S_2 und S_3 werden erst an den Emissionspunkten explizit ermittelt. Wir erhalten sie durch Multiplikation der an den einzelnen Prozeßstufen in den Fluß eingeleiteten Abwassermengen mit den zugehörigen Schadstoffrestkonzentrationen und Addition der entsprechenden rechnerischen Produkte. Wie die in Tab. 2.2 enthaltenen Gleichungen hierfür zeigen, ist die Linearität des Problems erhalten geblieben.

Tab. 2.2
SCHADSTOFFEMISSIONEN BEI MEHRFACHER REINIGUNG ZWEIER ABWASSERSTRÖME

	D_{11}	D_{21}	D_{31}	D_{12}	D_{22}	D_{32}	S_1	S_2	S_3
Schadstoff 1	0_{11}	$(1-a_1)0_{11}$	$(1-b_1)(1-a_1)0_{11}$	0_{21}	$(1-a_1)0_{21}$	$(1-b_1)(1-a_1)0_{21}$	-1		= 0
Schadstoff 2	0_{12}	$(1-a_2)0_{12}$	$(1-b_2)(1-a_2)0_{12}$	0_{22}	$(1-a_2)0_{22}$	$(1-b_2)(1-a_2)0_{22}$		-1	= 0
Schadstoff 3	0_{13}	$(1-a_3)0_{13}$	$(1-b_3)(1-a_3)0_{13}$	0_{23}	$(1-a_3)0_{23}$	$(1-b_3)(1-a_3)0_{23}$			-1 = 0

Quelle: Russell (1973), S. 26.

2.2.2. Grenzen des linearen Modellansatzes

Bei der Konstruktion von Modellen des industriellen Produktions- und Residuenmanagements stößt man fast unweigerlich auf eine Reihe nichtlinearer Zusammenhänge, die sich in linearen Modellkonzepten, wenn überhaupt, meist nur sehr unvollkommen erfassen lassen. Eine wichtige Ursache für das Auftreten von Nichtlinearitäten ist das bekannte Phänomen der Größen-degression der Kosten. Setzt eine Aktivität die Installation einer Anlage voraus, deren (Kapital- oder Betriebs-)Kosten je Einheit mit zunehmender Anlagengröße sinken, so ist es nicht möglich, der betreffenden Aktivität einen eindeutigen Kostenkoeffizienten zuzuordnen.¹⁾ Bekanntermaßen führt auch die sonst übliche Methode der stückweisen Linearisierung der Kostenfunktion in diesem Fall nicht zum Erfolg, da der Lösungsalgorithmus wegen des nichtkonvexen Funktionsverlaufes eine unzulässige Folge der approximierenden Geradenstücke auswählen würde. Dies läßt sich zwar durch Einführung von "Nachbarschaftsbedingungen" verhindern. Wesentlich problematischer ist jedoch, daß nichtkonvexe Optimierungsprobleme statt eines einzigen, (allenfalls mehrdeutigen) globalen Optimums mehrere lokale Optima besitzen.

Nichtlineare, aber konvexe Funktionsverläufe lassen sich prinzipiell auf einfache Weise, nämlich mittels der oben bereits angesprochenen Approximation durch einen gebrochenen Geradenzug, und, bei Inkaufnahme eines gewissen zusätzlichen Formulierungs- und Rechenaufwandes, auch mit großer Genauigkeit in ein lineares Modell aufnehmen. Trotzdem können auch in solchen Fällen Probleme auftreten, die sich im traditionellen linearen

1) Vgl. Russell (1971), S. 146 f. Das gleiche gilt, wenn die marginalen Kosten einer Aktivität mit steigendem Aktivitätsniveau sinken. Russell (1971, S. 147) führt als Beispiel hierfür den Abbau der im Abwasser enthaltenen organischen Substanzen in einer biologischen Kläranlage an, wobei die auf die Reinigungswirkung bezogenen Kosten einen S-förmigen Verlauf annehmen.

Modellansatz nicht entsprechend berücksichtigen lassen. Dies gilt insbesondere dann, wenn sich hinter einem nichtlinearen Funktionsverlauf mehrere verschiedene Prozesse (und nicht verschiedene Intensitäten ein und desselben Prozesses) verbergen. Hierauf wollen wir hier kurz eingehen.

Betrachten wir dazu den in Fig. 2.2 dargestellten Zusammenhang zwischen dem Grad der BSB_5 -Reduktion im Abwasser einer Zellstoffabrik einerseits und der relativen Höhe der Reinigungskosten andererseits. Die abgebildeten Punkte geben Reinigungswirkung und relative Kosten alternativer Verfahren an. Der unterbrochene Linienzug verbindet die "effizienten"¹⁾ Punkte miteinander, die durchgezogene Linie stellt die zu approximierende Enveloppe dar. Beim Einbau dieses Zusammenhangs in ein lineares Optimierungsmodell ist mit folgenden Problemen²⁾ zu rechnen.

(1) Verfälschung der Optimierung durch Vernachlässigung tatsächlich bestehender Nichtkonvexitäten

Ein Vergleich mit dem die "effizienten" Verfahren verbindenden Linienzug zeigt, daß im Interesse der Konstruktion einer konvexen und damit problemgerecht zu linearisierenden Enveloppe relativ große Abweichungen von der tatsächlichen Kostenkurve in Kauf genommen werden müssen (Flächen I und II). Diese Fehler können sich unter Umständen verfälschend auf das Optimierungsergebnis auswirken.

(2) Technisch nicht realisierbare Lösung

Ein weiteres Problem entsteht dadurch, daß die Lösung des linearen Programms im vorliegenden Fall nicht ein optimales Verfahren, sondern ein optimales Reinigungsniveau, ausgedrückt durch den nicht entfernten BSB_5 , angibt. Dabei kann es sich aber durchaus um ein Reini-

1) Zum Begriff der Effizienz vgl. Hanssmann (1968), S. 10.

2) Zu den ersten beiden Problemtypen vgl. Sawyer, Bower und Löff (1974).

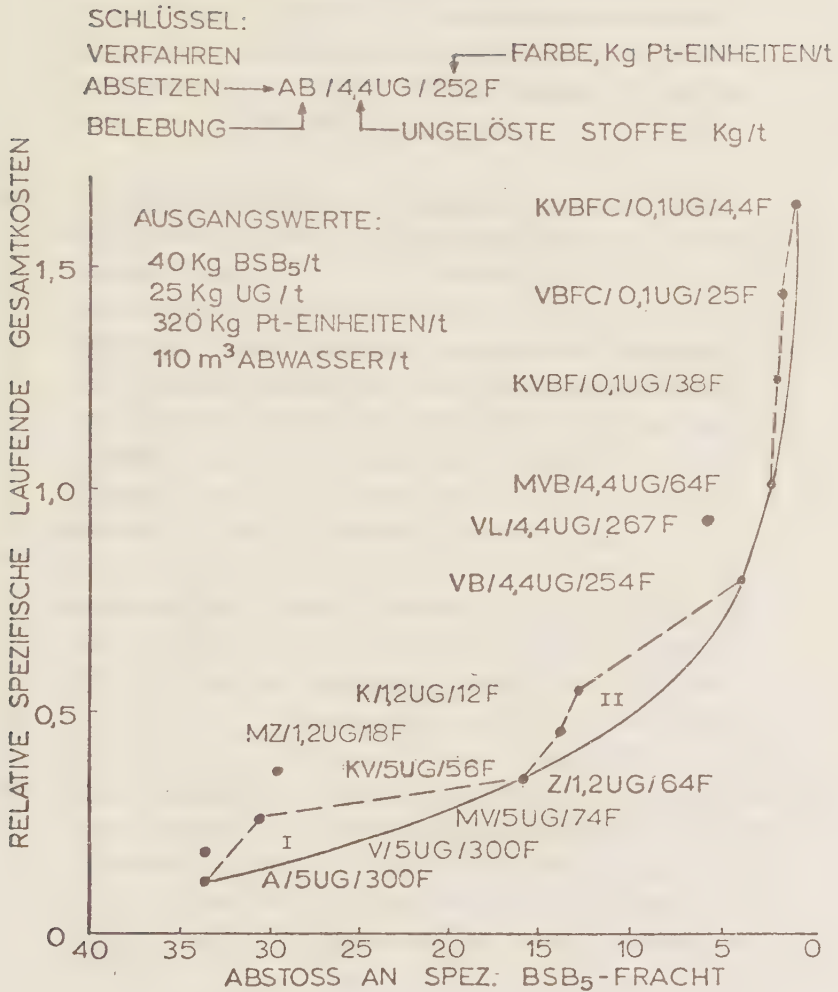


Fig. 2.2 Kosten der Abwasserreinigung bei einem Sulfatzellstoffwerk

Quelle: v. d. Emde, Fleckseder, Huber und Viehl (1973), S. 6-105.

gungsniveau handeln, dem keines der verfügbaren technischen Verfahren entspricht. Die Ursache hierfür liegt in der Darstellung diskreter Alternativen durch eine kontinuierliche Funktion, wodurch implizit unterstellt wird, daß die Entwicklung eines Verfahrens mit annähernd den in der LP-Lösung spezifizierten Reinigungs- und Kostenwerten möglich sei, was im konkreten Fall zutreffen kann oder auch nicht.¹⁾

(3) Keine Berücksichtigung interdependenter Reinigungswirkungen

Wie aus den Zahlenangaben für die im Abwasser verbliebenen Mengen an Ungelösten Stoffen (UG) und Farbe (F) neben den Verfahrenskurzbezeichnungen in Fig. 2.2 hervorgeht, entfernen die Verfahren auch diese beiden Residuen mit allerdings unterschiedlicher und in keiner Weise mit dem BSB_5 -Abbau korrespondierender Effizienz. Die Subsumierung der verschiedenen Verfahren unter eine einzige "Reinigungsaktivität" führt dazu, daß die Reinigungswirkungen dieser globalen Aktivität in bezug auf die drei Schadstoffe als interdependent angesehen werden müssen. Die explizite Berücksichtigung dieser Interdependenzen würde jedoch mit Sicherheit komplizierte Nichtlinearitäten im Modell hervorrufen, die die Anwendung der linearen Modellformulierung unmöglich machten.²⁾ Damit ist man bei diesem Ansatz gezwungen, sich auf die Modellierung der Reinigungswirkung bezüglich eines einzigen wichtigen Residuums zu beschränken.

Die oben beschriebenen Schwierigkeiten entfallen, wenn das Modell als ganzzahliges bzw. gemischt-ganzzahliges Programm formuliert wird. Ein derartiges Modell würde jede Verfahrensalternative explizit als Aktivität enthalten und damit ein wesentlich zutreffenderes Bild der realen Problemstruktur geben als die übliche LP-Formulierung. Mit der globalen Kosten-

1) Vgl. Sawyer, Bower und Löf (1974), S. 12.

2) Vgl. Russell (1971), S. 147, Fußnote 4.

funktion würde das dadurch hervorgerufene Problem der Nichtkonvexität verschwinden, aus der Lösung ließen sich Art und Intensität (Aktivitätsniveau) der einzusetzenden Verfahren direkt entnehmen und so könnten, sofern nicht die Reinigungswirkung für die einzelnen Residuen innerhalb eines Verfahrens selbst interdependent sind, Beschränkungen bzw. Kosten für die Emission aller Residuen berücksichtigt werden.

Diesem Unterfangen sind derzeit allerdings durch den hohen Rechenaufwand und die Beschränkungen hinsichtlich der Problemgröße der gegenwärtig verfügbaren Computerprogramme für die Lösung linearer Programme mit Ganzzahligkeitsbedingungen noch relativ enge Grenzen gesetzt. Sawyer, Bower und Löf äußern jedoch die Ansicht, daß die steigende Rechengeschwindigkeit der Computer und die Entwicklung effizienterer Programmpakete für die rein- bzw. gemischt-ganzzahlige Optimierung, wie z.B. MPSX von IBM, diesen Ansatz in absehbarer Zeit durchaus in den Bereich der Möglichkeiten rücken werden.¹⁾

2.2.3. Möglichkeiten der Konstruktion umfassenderer Modellsysteme

2.2.3.1. Modellierung größerer Industriekomplexe

Betriebsmodelle der Residuenentstehung, -vermeidung und -behandlung lassen sich unmittelbar zur Optimierung der betrieblichen Anpassung an direkte staatliche Maßnahmen im Bereich des Umweltschutzes bzw. an andere, indirekt wirksame Einflüsse verwenden. Darüber hinaus stellt die Verfügbar-

1) Vgl. Sawyer, Bower und Löf (1974), S. 14. In der zitierten Arbeit beschäftigen sich die Autoren ausführlich mit der Frage, unter welchen Umständen eine gemischt-ganzzahlige Problemformulierung einer LP-Formulierung aus Gründen der Ergebnisgenauigkeit vorzuziehen sei und umgekehrt.

keit von Modellen verschiedener Industriebetriebe eine wesentliche Erleichterung für die Konstruktion von Modellen größerer industrieller Komplexe, wie z. B. einer Branche oder eines regionalen Wirtschaftsraumes dar, die ihrerseits wiederum zur art- und intensitätsmäßigen Festlegung staatlicher Maßnahmen mit dem Ziel der Verminderung industriebedingter Umweltbelastungen eingesetzt werden können.¹⁾

Wegen der allgemeineren Fragestellung ist es nicht unbedingt erforderlich und aus Gründen des Rechenzeit- und Speicherplatzbedarfs sowie der Rechengenauigkeit²⁾ meist auch nicht empfehlenswert, den bei den Betriebsmodellen üblichen Detailgrad auch bei der Formulierung eines integrierten Industriemodells, z. B. für eine Region, beizubehalten. Eine unter Umständen erhebliche Verringerung der Problemgröße eines Regionalmodells läßt sich durch Verwendung komprimierter Versionen typischer Betriebsmodelle erreichen. Russell schlägt hierfür folgende Vorgehensweise vor:³⁾

- (1) Zusammenfassung gleichartiger Betriebe einer Branche, z. B. nach Größe, Produktionsprogramm, Ausrüstungsstand usw., zu Betriebsklassen, die jeweils durch das Modell eines für sie typischen Betriebs repräsentiert werden. Die Zusammensetzung der Branche aus den Betriebsklassen wird im Modell durch Anteilskoeffizienten berücksichtigt.
- (2) Auswahl einer begrenzten Anzahl wichtiger Input-, Output- und Residuenkategorien in den Betriebsmodellen. Jeder dieser Kategorien entspricht eine Zeile im Regionalmodell.

1) Vgl. Russell (1971), S. 154; Manne und Markowitz (1963), S. 5.

2) Russell sieht wegen der sich akkumulierenden Rundungsfehler aus der Matrixinversion die maximale Problemgröße eines linearen Optimierungsproblems bei dem von ihm verwendeten Computerprogramm, (vermutlich MPS von IBM) bei etwa 1500 Zeilen. (Die Anzahl der zur Lösung erforderlichen Matrixinvertierungen hängt primär von der Zeilenzahl des Problems ab.) Vgl. Russell (1973), S. 181.

3) Vgl. Russell (1973), S. 181 f.

- (3) Wiederholte Lösung eines jeden Betriebsmodells unter jeweils geänderten Restriktionen für Emissionen, Inputverfügbarkeiten und Outputs.¹⁾
- (4) Normierung der je Lösung eines Betriebsmodells ermittelten Werte für die in (1) identifizierten Kategorien auf eine Einheit eines repräsentativen Inputs oder Outputs. Der Vektor der normierten Werte einer jeden Lösung bildet eine Spalte der Koeffizientenmatrix des Regionalmodells.
- (5) Entsprechende Normierung des Zielfunktionswerts einer jeden Lösung eines Betriebsmodells bezüglich der in (3) gewählten Basiseinheit und Verwendung des normierten Werts als Koeffizient in der Zielfunktion des Regionalmodells.
- (6) Sofern notwendig, Vervollständigung der Koeffizientenmatrix durch Spaltenvektoren für die gegebenenfalls mit Abgaben zu belegenden Emissionsaktivitäten sowie durch eventuell erforderliche zusätzliche Restriktionen.

Die Konstruktion eines komprimierten Modells nach der oben skizzierten Weise führt unweigerlich zu einem gewissen Informationsverlust gegenüber den ursprünglichen Betriebsmodellen. Dieser resultiert zum einen aus der Beschränkung auf einige wenige Input-, Output- und Residuenarten. Zum anderen sind die in den Betriebsmodellen explizit formulierten technologischen Strukturen im integrierten Modell nur mehr implizit über die darin enthaltenen "Lösungsvektoren" der Betriebsmodelle enthalten. Da jeder dieser Vektoren einer einzigen, ganz bestimmten Kombination von Restriktionen im Betriebsmodell entspricht, hängt die Aussagekraft des integrierten Modells weitgehend von der Anzahl und von der Auswahl der eingebrachten Lösungsvektoren ab.

-
- 1) Hierbei dürfte eine Beschränkung auf die unter (2) ausgewählten Kategorien möglich und sinnvoll sein.
 - 2) Die Zahl der Spalten in einem linearen Optimierungsproblem ist für die Zahl der bis zur Lösung erforderlichen Iterationsschritte praktisch ohne Bedeutung.

Die Formulierung eines Regionalmodells ist nicht immer auf direkte Weise möglich. Dies gilt insbesondere dann, wenn es erforderlich ist, nichtlineare oder sonst komplizierte Beziehungen zwischen einzelnen Betrieben und Betriebsgruppen wie z.B. Marktprozesse, produktionsmäßige Abhängigkeiten, den Einfluß von Import- und Exportbeziehungen usw. zu berücksichtigen. In diesen Fällen bietet sich der Umweg über Submodelle, z.B. auf Branchenebene, an, in deren Rahmen den jeweiligen Spezialproblemen Rechnung getragen werden kann, und aus deren Ergebnissen sich dann das Regionalmodell konstruieren läßt.¹⁾

2.2.3.2. Erweiterung zum ökologisch-ökonomischen Interaktionsmodell

Die mit Hilfe des regionalen Industriemodells mögliche Berechnung der Anpassungskosten an alternative Emissionsniveaus und die gleichzeitige Identifizierung der hierfür notwendigen und zweckmäßigen staatlichen Steuerungsmaßnahmen stellen wertvolle Informationen zur Entscheidungsfindung im Umweltschutz dar. Damit sind jedoch nur die wirtschaftliche und die ordnungspolitische Komponente des Problems operationalisiert, während weder über das einer bestimmten Emissionshöhe entsprechende Niveau der Umweltqualität noch über den gesellschaftlichen Wert dieses Niveaus, der letztlich für die Festlegung der Emissionsstandards maßgebend ist, etwas gesagt wird.²⁾ Die Erweiterung des Ansatzes in dieser Richtung ist jedoch prinzipiell möglich.

Ein Modellkonzept zur expliziten Einbeziehung der Umwelt in die Entscheidungen im Umweltschutz wurde von Russell und Spofford³⁾ beschrieben.

-
- 1) Vgl. hierzu die bei Thompson, Calloway und Schwartz, (1974), S. 3 ff. beschriebene Vorgehensweise.
 - 2) Vgl. Meyer-Abich (1974), S. 15.
 - 3) Vgl. Russell und Spofford (1972).

Die Struktur des Konzepts ist aus Fig. 2.3 ersichtlich. Das Modell enthält folgende drei Submodelle:¹⁾

- (1) Ein regionales Industriemodell der oben beschriebenen Art zur Berechnung der Produktions- und Emissionsmengen in Abhängigkeit von den festgestellten Schadenswirkungen bzw. von den daraus abgeleiteten staatlichen Steuerungsmaßnahmen.
- (2) Eine Gruppe von physikalischen, chemischen und biologischen Transformationsmodellen, mit deren Hilfe der Verbleib und die Veränderungen der Residuen nach ihrer Entladung in die Umwelt beschrieben werden können. Die Funktion dieser Modelle besteht im wesentlichen darin, aus dem an Emissionspunkten x in der Umwelt entladenen Schadstoffmengen Konzentrationswerte oder Werte anderer Indikatoren des Umweltzustandes an interessierenden (Meß-) Punkten y zu berechnen.²⁾ Üblicherweise zerlegt man bei der Konstruktion dieser Modelle die Umweltmedien (Lufthülle und Gewässer) in ihrer räumlichen Ausdehnung gedanklich in Sektoren oder Abschnitte und nimmt dafür jeweils einen Meßpunkt als repräsentativ an.³⁾ Unter allerdings etwas rigorosen Annahmen (deterministische Verhältnisse, stationärer Zustand, keine physikalischen, chemischen bzw. biologischen Interaktionen zwischen den Residuen) vereinfachen sich viele Transformationsfunktionen zu konstanten Transferkoeffizienten.⁴⁾

1) Vgl. im folgenden Russell und Spofford (1972), S. 122 ff.

2) Eines der ersten und sicher das bekannteste Modell dieser Art wurde bereits 1925 von Streeter und Phelps zur Berechnung der BSB-Konzentration und des Sauerstoffdefizits in Gewässern entwickelt. Die grundlegende Beziehung, die sog. Streeter-Phelps-Gleichung wird auch heute noch, gelegentlich in verfeinerter Form, verwendet. Vgl. Streeter und Phelps (1925).

3) Vgl. Kneese (1973), S. 1124.

4) Vgl. Russell und Spofford (1972), S. 148. Zu beachten ist allerdings, daß die Transformationsfunktionen selbst von Entscheidungen bzw. von anderen Residuen abhängen können.

- (3) Eine Gruppe von Funktionen, welche die aus den Residuenkonzentrationen und den Ausprägungen anderer Umweltindikatoren direkt und indirekt für den Menschen erwachsenden Schäden ausdrücken. Den im Modellkonzept enthaltenen Vorstellungen würden naheliegenderweise monetäre Schadensangaben am besten entsprechen. In krassem Gegensatz hierzu steht allerdings die Tatsache, daß der gegenwärtige Wissensstand selbst in bezug auf die realen Schadenswirkungen von Umweltbelastungen äußerst gering ist und an dieser Stelle die wesentlichen Probleme des Modellkonzepts liegen.¹⁾ Zum Zweck der formalen Darstellung der Funktionsweise des Modells wollen wir diese Probleme jedoch für den Moment ignorieren.

Die Stellung der Submodelle zueinander und der grundsätzliche Ablauf eines Optimierungsprozesses lassen sich analog zu den Wirkungszusammenhängen wie folgt beschreiben.²⁾ Zunächst wird das lineare Programm für das regionale Industriemodell ohne Berücksichtigung von Emissionsabgaben bzw. -beschränkungen gelöst. Die resultierenden Emissionsmengen werden mittels der Transformationsfunktionen in Konzentrationswerte umgerechnet. Diese bilden nun den Input für die Schadensmodelle, mit deren Hilfe marginale monetäre Schadenswerte für alle Emissionskategorien ermittelt werden. Im nächsten Schritt verwenden wir diese marginalen Schadenswerte in unserem Industriemodell als hypothetische Abgabensätze für Schadstoffemissionen und erhalten nach einer erneuten Modellauswertung geänderte Produktions- und Emissionsniveaus. Das Verfahren wird solange fortgesetzt, bis keine oder nur noch hinreichend kleine Veränderungen der Lösung (Emissionen, Konzentrationen, Schäden) festzustellen sind.³⁾

1) Vgl. Meyer-Abich (1974), S. 14.

2) Vgl. Russell und Spofford (1972), S. 124.

3) Anstelle dieses iterativen, eher heuristischen Ansatzes ist im Prinzip auch eine simultane Optimierung des gesamten Problems denkbar. Dies setzt jedoch in Anbetracht der Leistungsfähigkeit der gegenwärtig verfügbaren Lösungsalgorithmen relativ einfache Modellzusammenhänge, im Idealfall Linearität oder zumindest Linearisierbarkeit aller Beziehungen voraus.

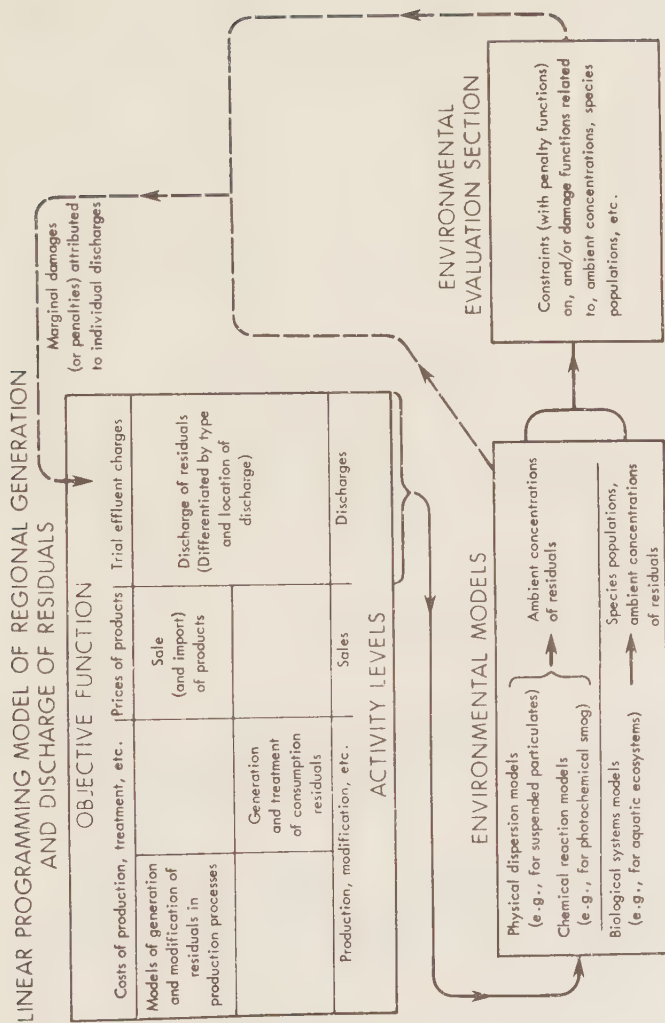


Fig. 2.3 Schemadiagramm eines Modells für die regionale Umweltschutzplanung

Quelle: Russell (1973), S. 12.

2.2.4. Überblick über bisherige Anwendungen

Berichte über die Verwendung des prozeßanalytischen Ansatzes zur Konstruktion von Modellen des industriellen Residuenmanagements liegen derzeit nur aus den USA vor, wo sich im wesentlichen zwei Institutionen, nämlich die Forschungsgesellschaft Resources for the Future,¹⁾ kurz RfF, und eine Projektgruppe an der University of Houston²⁾ damit befassen. Pionierarbeit wurde bei RfF geleistet, deren Mitarbeiter Russell mit der oben bereits erwähnten Studie über das Residuenmanagement bei der Erdölraffinierung die erste, alle Möglichkeiten dieses Ansatzes nutzende und in jeder Hinsicht beispielgebende Arbeit vorlegte.³⁾ Der wesentliche Fortschritt dieser Studie gegenüber früheren Untersuchungen mit ähnlichen Problemstellungen kommt in drei Punkten zum Ausdruck:

- (1) Es werden verschiedene Residuenarten gasförmigen, flüssigen bzw. festen Zustandes unterschieden und verfahrensbedingte Austauschreaktionen in bezug auf die Residuenarten und -mengen berücksichtigt.
- (2) Als Maßnahmen zur Emissionsverringerung werden sowohl (interne) Verfahren der Residuenvermeidung als auch (externe) Verfahren der Residuenbehandlung betrachtet.
- (3) Neben direkten Einflüssen auf die Residuenemissionen, d.h. Abgaben und Beschränkungen, werden auch solche indirekter Art, wie z.B. Veränderungen von Kosten und Qualitäten der Produktionsfaktoren bzw. der Spezifikationen der erzeugten Produkte untersucht.⁴⁾

1) Resources for the Future, Inc., Washington, D.C.

2) NSF Project: Industrial Economic Models of Water Use and Waste Treatment, University of Houston, Texas, Principal Investigator: Russell G. Thompson.

3) Russell 1973; siehe auch bereits Russell (1971).

4) Vgl. Russell (1973), S. 9. Im Gegensatz dazu werden in einer an sich sehr detaillierten und technisch gut fundierten Studie über die atmosphärischen Emissionen der (US-)Zellstoffindustrie flüssige und feste

Nach einem positiv ausgefallenen Vergleich der Realitätsnähe des Modells anhand der daraus für die (damalige) Ist-Situation ermittelten Emissionsmengen für Abwärme, BSB, Phenole, Sulfide usw. mit entsprechenden empirischen Zahlenangaben¹⁾ wurden unter anderem folgende Einflüsse untersucht:²⁾

- a) Senkung des Bleigehalts im Benzin (Outputqualität)
- b) Verwendung von Rohölsorten mit unterschiedlichem Schwefelgehalt (Inputqualität)
- c) Verfügbarkeit effizienterer Crack-Katalysatoren (technischer Fortschritt)

Gegenstand des zweiten Einsatzes eines prozeßanalytischen Modells bei RfF ist die integrierte Eisen- und Stahlherstellung. Aus dem gegenwärtig verfügbaren Zwischenbericht³⁾ sind besonders die den Schrotteinsatz betreffenden Aussagen (starke Preiselastizität des Schrotteinsatzes, mit sinkendem Schrottanteil steigende Wasserverschmutzung)⁴⁾ von Interesse.

Verschiedene Mitarbeiter von RfF arbeiten seit längerem an einem Regionalmodell für das Delaware Valley. Das Modell ist als iteratives lineares Pro-

Residuen und damit die möglichen Wechselwirkungen zwischen dem Anfall dieser und gasförmiger Schadstoffe überhaupt nicht betrachtet. Russell bemängelt darüber hinaus noch, daß die Möglichkeit einer Veränderung der Endproduktqualität nicht als Alternative geprüft wurde, und daß sich die Auswertung des linearen Modells ausschließlich auf die kostenoptimale Anpassung an Emissionsstandards beschränkte. Vgl. hierzu: Hendrickson, Roberson und Koogler (1970); Roberson, Hendrickson und Tucker (1971); Russell (1973), S. 7 f.

- 1) Vgl. Russell (1973), S. 101 ff.
- 2) Vgl. Russell (1971), S. 151.
- 3) Russell und Vaughan (1974).
- 4) Vgl. Russell und Vaughan (1974), S. 34.

grammierungsmodell konzipiert und soll im Endzustand etwa achttausend Variable und dreitausend Nebenbedingungen umfassen. Damit werden rund achthundert (materiell und/oder geographisch) verschiedene Residuenemissionen explizit erfaßt, von denen etwa dreihundert durch Entscheidungen beeinflußt werden können.¹⁾ Nähere Ergebnisse liegen derzeit noch nicht vor.

Mit Unterstützung der National Science Foundation, Research Applied to National Needs (NSF-RANN), arbeitet eine Projektgruppe der University of Houston an der Konstruktion eines integrierten Modells der wichtigsten öl- und wasserverbrauchenden Industrien der USA, z. B. der chemischen und petrochemischen Industrie, der Eisen- und Stahlherstellung und der Elektrizitätserzeugung.²⁾ Zu diesem Zweck werden zunächst prozeßanalytische (lineare) Modelle wichtiger Betriebstypen entwickelt, bisher z. B. für die Herstellung von Ammoniak,³⁾ von Olefinen⁴⁾ und von Chlor.⁵⁾ Bei der Formulierung der Modelle wird der innerbetrieblichen Wasserwirtschaft besonderes Gewicht eingeräumt. Kritisch ist jedoch anzumerken, daß nur abwasserbelastende Residuen berücksichtigt, feste und gasförmige Abfall- und Schadstoffe dagegen völlig vernachlässigt werden.

Im nächsten Schritt werden die Betriebsmodelle in geeigneter Weise zu Branchenmodellen zusammengefügt und hieraus schließlich umfassende Industriemodelle sowohl für kleinere Regionen als auch für die ganzen USA gebildet. Die regionalen Versionen des integrierten Industriemodells sind gegenüber den Betriebs- bzw. Branchenmodellen inhaltlich erweitert und

1) Resources for the Future (1975), S. 19.

2) Vgl. Thompson, Calloway und Schwartz, (1974), S. 1.

3) Vgl. Calloway, Schwartz und Thompson (1974)

4) Vgl. Stone, Klein, Slimak, Schwartz und Thompson (1974).

5) Vgl. Singleton, Calloway und Thompson (1974).

erlauben zusätzlich die Behandlung von Fragen des optimalen Einsatzes fossiler Brennstoffe zur Energieerzeugung oder als Rohstoff der chemischen Industrie, der effizienten Verwendung der Produkte eines Industriezweiges als Input eines anderen und der Möglichkeit der Verwertung von Residuen einer Branche als Rohstoff in einem anderen Wirtschaftssektor.¹⁾

1) Vgl. Thompson, Calloway und Schwartz (1974), S. 4.

3. PRODUKTIONSVERHÄLTNISSE UND UMWELTPROBLEME DER ZELLSTOFF- UND PAPIERINDUSTRIE

3.1 Analyse der Produktions- und Konsumtionsprozesse

3.1.1 Prozessualer Gesamtzusammenhang

Einen allgemeinen Überblick über die wesentlichen Elemente und Zusammenhänge des Systems der Papierproduktion und des Papierverbrauchs bietet Fig. 3.1. Um den Prozeß der Papierherstellung im engeren Sinne gruppieren sich drei Komplexe von Teilprozessen, die mit diesem und zum Teil auch untereinander durch Input- oder Outputbeziehungen verbunden sind. Im einzelnen handelt es sich um

- (1) die Herstellung von primären Papierhalbstoffen
(Fasermaterial) aus frischen Papierrohstoffen,
- (2) die Papierverarbeitung und den Papierverbrauch als Papierverwendung
im weiteren Sinn, und um
- (3) die Erfassung und Rückführung eines Teils des aus der Papierverwendung resultierenden Altpapiers als sekundären Papierrohstoff.

Ohne an dieser Stelle im Detail auf Inhalt und Wesen der einzelnen Teilprozesse einzugehen, wollen wir die zwischen diesen bestehenden grundsätzlichen Zusammenhänge sichtbar machen. Die einzelnen Teilprozesse lassen sich sinnvoll als Stufen des Flusses von Fasermaterial durch ein System interpretieren, das einen nicht vollständig geschlossenen Zyklus darstellt.

Der Faserfluß nimmt seinen Anfang mit dem Einbringen von natürlichem Rohmaterial, vorwiegend Holz, in das System. Das zu den Verarbeitungsstätten transportierte Holz muß zunächst vorbereitet, d. h. im wesentlichen, entrindet und zerkleinert werden (1.1). Das zerkleinerte Holz stellt den Input für die verschiedenen Varianten des Holzaufschlusses, d. h. der Faser-

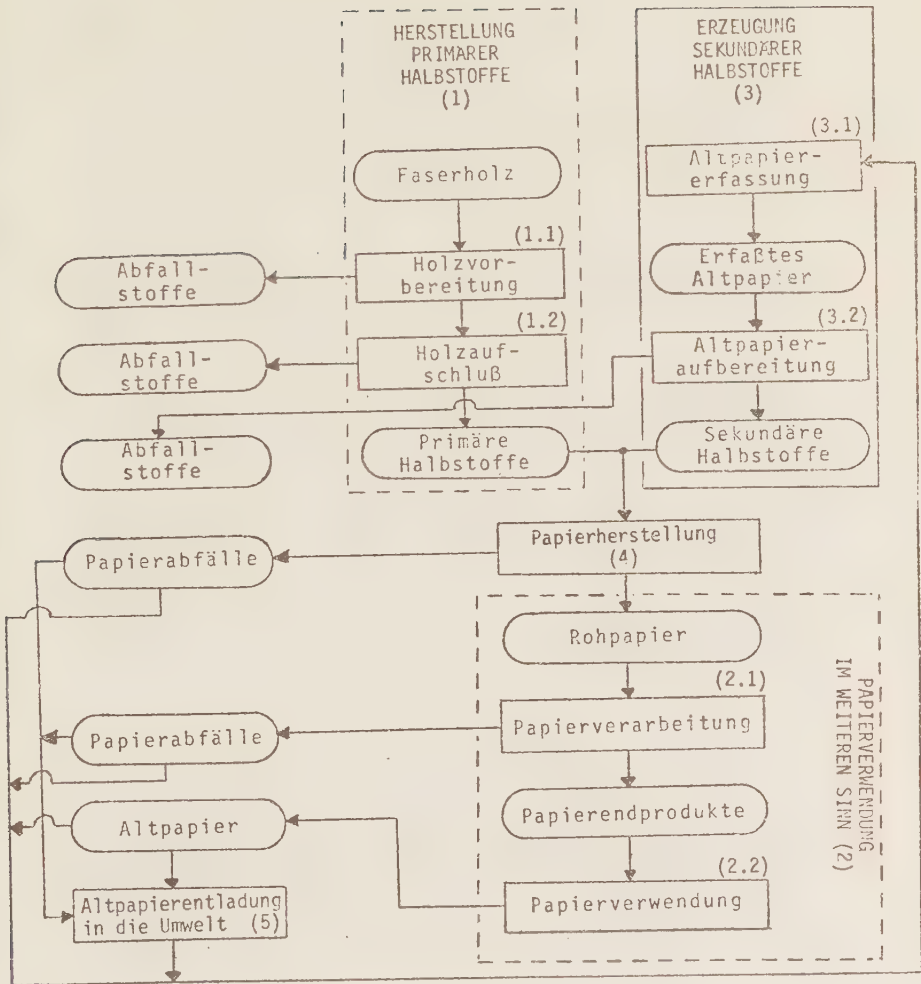


Fig. 3.1 Systemdarstellung der Papierherstellung und des Papierverbrauchs

gewinnung aus dem Holz dar (1.2). Falls zur Erhöhung des Weißgrades erforderlich, können sich Bleichprozesse anschließen. Die aus natürlichen Rohstoffen gewonnenen frischen Fasern heißen "primäre" Halbstoffe. Sie bilden zusammen mit den aus Altpapier gewonnenen "sekundären" Halbstoffen und vergleichsweise kleineren Mengen von Hilfsstoffen den unmittelbaren Materialeinsatz für die Papierherstellung (4). Ergebnis des Herstellungsprozesses sind auf Rolle gewickelte, bis zu 6 und mehr Meter breite Papierbahnen. In der Papierverarbeitung (2.1) werden aus dem Rohpapier gebrauchsfähige Papierprodukte hergestellt und dem Verbrauchssektor zugeführt. Der Papierverbrauch (2.2) resultiert wegen der Kurzlebigkeit der meisten Papierprodukte sehr schnell in der Entstehung einer entsprechend großen Menge Altpapier, zu der noch die Papierabfälle aus der Verarbeitung kommen. Für Altpapier existieren im Grunde nur zwei praktikable Dispositionsalternativen, nämlich die Erfassung (3.1) zum Zweck des Wiedereinsatzes einerseits und die Beseitigung mit den hausmüllähnlichen Abfällen andererseits, wodurch die Fasern das System endgültig verlassen (5). Das erfaßte Altpapier wird zu sekundärem Fasermaterial aufbereitet (3.2) und zur Papierherstellung wiederverwendet. Durch diesen Kreislauf wird eine entsprechende Senkung des Frischfaserbedarfs erreicht.

3.1.2 Wichtige Teilprozesse

Nach der Darstellung der Zusammenhänge zwischen den einzelnen Systemelementen wollen wir uns nun mit den innerhalb dieser Stufen ablaufenden Vorgängen befassen, allerdings nur insoweit, als es für das Verständnis der folgenden Ausführungen, insbesondere der Modellkonstruktion erforderlich ist.

Frischfasern zur Papierherstellung können aus Holz, Stroh, Schilf, Melasse und anderen Pflanzen hergestellt werden. Von der Menge her betrachtet, ist

aber nur Holz von Bedeutung. Zweitwichtigster Papierrohstoff ist Altpapier.

Zur Papierherstellung werden nur in kleinem Umfang reguläre Holzqualitäten verwendet. Der Großteil des Holzeinsatzes entfällt auf minderwertige Sortimente, für die keine oder kaum alternative Verwertungsmöglichkeiten existieren.¹⁾

Die Holzvorbereitung umfaßt alle Operationen, die erforderlich sind, um den Aufschluß durchführen zu können. Da die Rinde als Faserrohstoff ungeeignet ist, muß das Holz zunächst entrindet werden. Dies erfolgt in der Regel auf mechanische Weise, wobei die Rinde meist durch die Reibung der in große rotierende Trommeln eingebrachten Rundlinge aneinander entfernt wird. Da sich die Rinde in feuchtem Zustand leichter löst, führt man den Prozeß oft in Gegenwart von Wasser durch. Die durch das Entrinden verursachten Holzverluste sind bei Naßentrindung etwas niedriger als bei Trockenentrindung.

Sofern noch nicht geschehen, werden die Stämme nun auf etwa 1 m Länge abgeschnitten. Für alle Aufschlußverfahren mit Ausnahme der Holzschliffherstellung muß das Holz danach noch in kleine Schnitzel zerhackt werden.

Für den Holzaufschluß, d. h. für die Zerkleinerung des Holzes, existieren verschiedene mechanische und chemische Verfahren. Das am meisten verbreitete mechanische Aufschlußverfahren ist die Holzschliffherstellung. Dabei wird das Holz mittels im Wasserbad laufender Schleifsteine verschliffen.

1) In der Bundesrepublik entfielen 1973 von einem Gesamteinsatz an Faserholz von rd. 10 Mio. rm (Raummeter) ca. 3.2 Mio rm auf Schwach- und Windwurfhölzer und 2.7 Mio rm auf Industrierestholz. Daneben wurden hauptsächlich Waldholz der Qualitäten F (fehlerhaft) und K (krank) eingesetzt. Vgl. VDP (1974b), S. 6 f.

Holzschliff enthält alle Holzbestandteile. Die Ausbeute, bezogen auf die Holzrockensubstanz beträgt etwa 95 - 98 %. Endprodukt des chemischen Aufschlusses ist Zellstoff. Bei diesem Prozeß werden Hackschnitzel unter Druck in schwefeliger Lauge oder Säure gekocht mit dem Ziel, das die eigentlichen Zellstofffasern verbindende Lignin und andere, nicht als Zellulose vorliegende Kohlehydrate (sog. Holzzucker), die zusammen etwa 50 % der Holzrockensubstanz ausmachen, ganz oder teilweise herauszulösen. Nach Beendigung des Kochprozesses wird der Kocherinhalt in einen Behälter umgepumpt oder mit dem Restdruck "ausgeblasen" und die verbrauchte Aufschlußflüssigkeit, die sogenannte Ablauge¹⁾, die in der sich neben den Aufschlußchemikalien auch die aus dem Holz herausgelösten organischen Substanzen befinden, herausgewaschen. Der anschließende Sortierprozeß dient dazu, nicht aufgeschlossene Holzteile (z.B. Äste) und eventuell vorhandene Fremdmaterialien aus dem Zellstoff zu entfernen.

Die Zellstoffherstellung ist mittels verschiedener Verfahren möglich, die sich durch die Zusammensetzung der Aufschlußchemikalien unterscheiden. Der Sulfat- oder Kraftprozeß operiert im alkalischen Bereich ($\text{pH} > 7$), die aktiven Komponenten der Kochlauge sind Natriumsulfid (Na_2S) und Natriumhydroxid (NaOH). Kraftzellstoff zeichnet sich insbesondere durch seine Festigkeitseigenschaften aus und wird daher bevorzugt zur Herstellung von Verpackungspapieren und -pappen verwendet. Wegen der mit dem Prozeß verbundenen erheblichen Geruchbelästigung wird jedoch in der Bundesrepublik derzeit kein Kraftzellstoff hergestellt.

Beim Sulfitverfahren wird sauer bis neutral ($\text{pH} < 7-8$) aufgeschlossen, die Kochflüssigkeit besteht aus schwefeliger Säure und schwefelsauren Kalzium-,

1) Im Fachjargon der Zellstoffherstellung wird fast immer von Kochlauge und Ablauge gesprochen, selbst wenn es sich in Wirklichkeit nicht um Lauge, sondern um Säure handelt.

Magnesium-, Ammonium- oder Natronsalzen. Sulfitzellstoff besitzt einen hohen Ausgangsweißegrad und ist leicht bleichbar. Er ist der ideale Halbstoff für graphische Papiere.

Schließlich ist noch die Herstellung von Halbzellstoff zu nennen, die zunehmend an Bedeutung gewinnt und als eine Mischform von chemischem und mechanischem Aufschluß betrachtet werden kann. Hierbei kocht man zunächst mittels einer neutralen Natriumsulfitlösung ¹⁾ einen Teil des Lignins und der Kohlehydrate aus dem Holz heraus und zerfasert anschließend die dergestalt aufgeweichten Holzschnitzel mechanisch.

Die gewichtsmäßigen Ausbeutezahlen (Zellstoff bezogen auf Holztrockensubstanz) liegen beim Sulfat- und beim Sulfitaufschluß etwa bei 50 %, beim NSSC-Verfahren etwa bei 75 - 80 %, wobei allerdings je nach den gewünschten Qualitätsmerkmalen des Zellstoffs erhebliche Abweichungen von diesen Mittelwerten möglich sind. Mit Ausnahme des Kalziumsulfitaufschlusses ist bei allen Verfahren die Rückgewinnung der Kochchemikalien möglich und in den meisten Fällen aus ökonomischen Gründen sogar geboten.

Werden in Hinblick auf die herzustellenden Papierqualitäten höhere Weißgrade verlangt, so ist es erforderlich, die Halbstoffe zu bleichen. Durch den Bleichprozeß werden dunkle und gefärbte Substanzen (Restlignin, Pech usw.) aus dem Halbstoff entfernt und/oder ihre Farbkraft vermindert. Die Entfernung des Restlignins kann erwünscht oder sogar das Ziel der Bleiche sein, wenn an die Reinheit der Zellulose hohe Anforderungen gestellt werden, wie das etwa bei Kunstfaserzellstoff der Fall ist. Bei Holzschliff- und Halbzellstoff mit ihrem hohen Ligninanteil würde die Entfernung des Lignins allerdings wegen der daraus resultierenden Stoffverluste den in der hohen

1) Das hier angesprochene Verfahren ist als NSSC-Verfahren (NSSC = Neutral Sodium Sulfite Cooking) bekannt.

Ausbeute liegenden besonderen Vorzug dieser Aufschlußverfahren beseitigen. Man muß sich daher in diesen Fällen mit den geringeren Weißegradsteigerungen begnügen, die durch Reduzierung der Farbkraft der dunklen Substanzen erreichbar sind.

Wird Altpapier als Rohstoff für die Fasergewinnung verwendet, so treten spezielle Aufbereitungsverfahren an die Stelle von Holzvorbereitung und -aufschluß. Eine wesentliche Vereinfachung und Erleichterung bei der Gewinnung sekundärer Fasern ist darin zu sehen, daß nun lediglich die bei der Papierherstellung aufgrund der Interaktion zwischen Wasser und Zellulose entstandenen Faserbindungen zu lösen sind, deren Festigkeit jedoch unter Wassereinwirkung weitgehend verloren geht. Es genügt daher normalerweise eine mechanische, durch Strömungsturbulenz oder Maschineneinwirkung hervorgerufene Behandlung des Altpapiers, um die Fasern zu suspendieren.¹⁾ Auf der anderen Seite ist es notwendig, Stoffe abzutrennen, mit denen das Altpapier als Folge durchlaufener Verarbeitungs- und Gebrauchsprozesse kontaminiert ist, was oft einen erheblichen Aufwand erfordert und unter Umständen sogar die Aufbereitung gewisser Altpapiersorten unmöglich macht.

Eine immer größere Bedeutung erlangt das Deinking, d. h. die Entfernung der Druckfarbe bei der Aufbereitung bedruckten Altpapiers, wodurch die Einsatzmöglichkeiten des gewonnenen Fasermaterials wesentlich verbessert werden können. In gewissem Umfang kann sekundäres Fasermaterial auch gebleicht werden.

Zur Papierherstellung wird eine in Wasser suspendierte Mischung aus Halbstoffen und Additiven, die den für die zu erzeugende Papiersorte geltenden Qualitätsanforderungen entsprechend zusammengestellt wurde, auf die "Naßpartie" einer Papiermaschine aufgebracht. Die Naßpartie besteht entweder

1) Vgl. Arbeitskreis Papierabfälle (1974), S. 1.31.

aus einem schnellaufenden endlosen Sieb oder einem rotierenden, perforierten Zylinder. Durch die Öffnungen des Siebes bzw. des Zylinders läuft bereits ein Großteil des Suspensionswassers ab und hinterläßt eine feuchte Lage sich verfilzender und vernetzender Fasern. Diese wird zum Zweck weiteren Wasserentzugs zunächst durch ein System von pressenden Walzen und zur vollständigen Trocknung schließlich über geheizte Trommeln (die "Trockenpartie" der Papiermaschine) geführt. Das Papier hat nun eine Restfeuchte von 5 - 8 % und läßt sich, gegebenenfalls nach Zwischenschaltung einer Oberflächenbehandlung oder dem Aufbringen eines Streichauftrages, als kontinuierlicher Streifen auf Rolle wickeln.

Die Stufe der Papierverarbeitung beinhaltet die Herstellung gebrauchsfähiger Papierprodukte aus dem Rohpapier und umfaßt damit eine Vielzahl oft sehr unterschiedlicher Operationen. Die Papierverarbeitung kann beispielsweise einfach darin bestehen, das Papier in bestimmte Formate zurechtzuschneiden, kann aber ebensogut einen relativ komplexen, mehrstufigen Prozeß erfordern, wie z.B. bei der Herstellung von Verpackungskartons aus ebenfalls erst herzustellender Wellpappe.¹⁾ Viele Verarbeitungsoperationen, wie etwa das Bedrucken, Heften, Binden, Kleben und Beschichten von Papier führen zu einer Kontaminierung des Papiers, d.h. zu einer Vermengung mit Fremdstoffen, die, wie oben ausgeführt, die Wiederverwendung des zu Abfall gewordenen Papiers erschwert.

Die Nutzungsdauer von Papierprodukten ist im allgemeinen sehr gering. Nur ein kleiner Teil der dem Verwendungssektor zugeführten Papiererzeugnisse entfällt auf langlebige Produkte, wie z.B. Bücher, Akten, Tapeten, Dachpappe usw., während der Rest bereits nach relativ kurzer Zeit seinen Gebrauchsnutzen verliert. Von kleinen Mengen abgesehen, die über die Kana-

1) Vgl. Quimby und Bower (1973), S. II-8.

lisation abgeschwemmt (in der Hauptsache sanitäre Papiere) bzw. wild weggeworfen oder verbrannt werden, fällt der größte Teil des verbrauchten Papiers als fester Papierabfall an.

Diese Menge ergibt zusammen mit den aus der Papierverarbeitung resultierenden Papierabfällen das theoretische Potential für die Erfassung von Altpapier als Papierrohstoff. In welchem Umfang Altpapier tatsächlich erfasst und eingesetzt wird, hängt von einer Reihe ökonomischer und außerökonomischer Faktoren ab, auf die an anderer Stelle genauer eingegangen wird. Das nichterfaßte Abfallpapier erhöht die Menge der hausmüllartigen Abfälle und wird in der Regel mit diesen abgefahren und beseitigt.

3.2 Entstehung und Behandlung von Produktions- und Konsumtionsresiduen

3.2.1 Residuen der Zellstoff- und Papierherstellung

3.2.1.1 Bedeutende Residuenarten und -quellen

Auf fast allen Prozeßstufen der Zellstoff- und Papierherstellung fallen Residuen in fester, flüssiger und gasförmiger Form an. Die größten Belastungswirkungen auf die Umwelt gehen hierbei von den in den Abwässern enthaltenen Residuen aus. Dabei handelt es sich in der Hauptsache um organische Substanzen mit hoher Sauerstoffzehrung, die sich durch den biochemischen und den chemischen Sauerstoffbedarf (BSB₅ und CSB) ausdrücken läßt. Im Abwasser suspendierte organische und anorganische Stoffe werden entweder nach Gewicht oder Volumen gemessen. Im ersten Fall spricht man von "ungelösten Stoffen", im zweiten von "absetzbaren Stoffen".¹⁾ Bei den gasförmigen Residuen unterscheiden wir SO₂ und partikelförmige Stoffe,

1) Vgl. Dalpke und Götttsching (1974), S. 722.

während wir bei den festen Abfällen nicht näher differenzieren.

Im Rahmen der Holzvorbereitungsoperationen entstehen erhebliche Mengen fester Abfälle in Form von Rindenabgängen und Ablängverlusten. Diese können, je nachdem, ob naß oder trocken entrindet wird, bei unentrindet angeliefertem Holz zwischen 14 und 18 % des Bruttoholzgewichts ausmachen. Der Einsatz von Naßentrindungsverfahren führt wegen der Verunreinigung des Entrindungsabwassers mit gelösten und suspendierten Holzbestandteilen zur Entstehung von BSB₅ und CSB. Die Entrindungsabfälle werden entweder auf eine Deponie gefahren oder, im Falle der Naßentrindung nach vorhergehender Entwässerung in einer Rindenpresse, mit oder ohne Ausnutzung der dabei freiwerdenden Wärmeenergie verbrannt.

Die größten Mengen abwasserbelastender Substanzen entstehen in Zusammenhang mit der Herstellung und Bleiche primärer Halbstoffe, insbesondere von Zellstoffen. Tab. 3.1 enthält für zwei Zellstoffqualitäten Zahlenangaben über die BSB₅- und CSB-Belastungen, die den organischen Substanzen in der Zellstoffablauge (ca. 50 % der Holztrockensubstanz in gelöster Form) und in den Bleichereiabwässern (Bleichverluste ca. 4 - 8 % bezogen auf die Holztrockensubstanz) entsprechen.

Tab. 3.1

BSB₅- UND CSB-WERTE VON SULFITZELLSTOFFABLAUGEN
UND BLEICHEREIABWÄSSERN

	Belastung in kg O ₂ /t Zellstoff gebleicht.			
	in Ablauge		in Bleichereiabwässern	
	BSB ₅	CSB	BSB ₅	CSB
Fichtenzellstoff ¹⁾	241	1180	22	140
Buchenzellstoff ¹⁾	333	1410	23	100

Quelle: Scherler (1972b), S. 641 f.

1) Zugrunde liegende Qualitätsmerkmale

Üblicherweise wird ein Teil der Ablauge während der Zellstoffwäsche erfaßt, wobei sich die Konzentration der Ablaugetrockensubstanz (ATS) etwa bei 11 - 14 % bewegt. Die erfaßte Ablauge wird sodann auf einen Trockengehalt von rund 50 % eingedampft und unter Ausnutzung der in der organischen Trockensubstanz (OTS) enthaltenen Wärmeenergie verbrannt. Mit Ausnahme des Kalziumsulfitverfahrens kann dabei ein Teil der Aufschlußchemikalien zurückgewonnen werden. Auch andere Verfahren zur (teilweisen) Verwertung der Zellstoffablauge sind möglich.

Das Eindampfen und Verbrennen der Ablauge beseitigt zwar einen erheblichen Teil abwasserbelastender Substanzen, hat jedoch das Entstehen zweier sekundärer Residuen in allerdings kleinerem Umfang zur Folge. Zum einen überträgt sich ein Teil der in der Ablauge enthaltenen organischen Substanzen in die beim Eindampfen entstehenden Kondensate, wodurch diese mit bis zu 20 % des BSB₅- und bis zu 8 % des CSB-Gehalts aus der Ablauge belastet werden. Zum anderen wird durch die Verbrennung das vorher in der Lauge gebundene SO₂ in den Rauchgasen freigesetzt. Je nach Zusammensetzung der Aufschlußchemikalien und dem Grad der Laugenerfassung handelt es sich dabei um 50 bis 100 kg gasförmiges SO₂ je t Zellstoff. Im Gegensatz zum Kalziumaufschluß ist es beim Magnesium-Verfahren technisch möglich und ökonomisch sinnvoll, den größten Teil des Schwefels aus den Rauchgasen herauszuwaschen und wieder zur Kochsäureherstellung einzusetzen, so daß in diesem Fall mit wesentlich geringeren SO₂-Emissionen zu rechnen ist.

Daneben entstehen SO₂-Emissionen auch noch in Zusammenhang mit zwei weiteren Teilprozessen der Zellstoffherstellung, nämlich bei der Kochsäure-

-
- a) für ungebleichten Zellstoff
 - durchschnittliche Kappazahl Fichte: 25
 - durchschnittliche Kappazahl Buche: 15
 - b) für gebleichten Zellstoff keine Angaben.

herstellung für den Kalziumaufschluß (ca. 5 - 10 kg SO₂/t Zellstoff) und bei der Entleerung des Kochers nach Beendigung des Aufschlußprozesses (zwischen 5 und 50 kg SO₂/t Zellstoff je nach Art der Entleerung). Eine zusätzliche, aber nicht branchen- oder betriebsspezifische Quelle für SO₂-Emissionen stellt der Einsatz schwefelhaltiger fossiler Brennstoffe (Kohle, Öl) dar.

Die Herstellung von Holzschliff ist wesentlich geringer mit Residuen belastet als die Zellstoffherzeugung. Wegen der höheren Faserstoffausbeute aus dem Holz verbleiben nur kleinere Mengen organischer Substanzen im Abwasser, und darüber hinaus verursacht der rein mechanische Aufschlußprozeß keinerlei gasförmige Schadstoffe.

Bei der Aufbereitung von Altpapier können sowohl abwasserbelastende als auch feste Residuen entstehen. Die Größenordnung der Residuenmengen wird hauptsächlich dadurch bestimmt, in welchem Maße das eingesetzte Altpapier mit Fremdstoffen und Verunreinigungen behaftet ist und welche Qualitätsanforderungen an den daraus hergestellten Halbstoff gestellt werden.

Die Höhe der BSB₅- und CSB-Belastungen der Bleichereiabwässer hängt wesentlich von der Differenz zwischen dem Weißegrad des ungebleichten Zellstoffs und dem angestrebten Weißegrad des gebleichten Zellstoffs ab. Die Bleichereiabwässer stellen die wohl problematischste Abwasserkategorie dar, weil sich die in ihnen enthaltenen Residuen bemerkenswert resistent gegen alle Reinigungsmaßnahmen zeigen.¹⁾

Die aus der Papierherstellung stammenden Abwässer sind primär mit ungelösten Stoffen (Faserverluste, Hilfs- und Füllstoffe usw.), in meist

1) Vgl. z.B. Scherler (1972a), S. 523.

kleinerem Umfang auch mit BSB und CSB belastet. Die Höhe der spezifischen Abwasser- und Residuenmengen hängt sowohl von der zu fertigenden Papierqualität als auch vom Umfang innerbetrieblicher Maßnahmen der Wasserführung und der Stoffrückgewinnung ab. Da die im Abwasser enthaltenen Schwebestoffe echte Materialverluste darstellen, ergibt sich hier auch ein ökonomischer Anreiz, die ökologischen Belastungen zu vermindern.

3.2.1.2 Maßnahmen zur Verminderung der Umweltbelastungen

Eine Verminderung der Umweltbelastungen aus der Zellstoff- und Papierherstellung kann durch Maßnahmen verschiedener Art erzielt werden. Folgende drei Kategorien von Eingriffsmöglichkeiten lassen sich unterscheiden:

- (1) Maßnahmen zur Senkung des spezifischen Residuenanfalls,
- (2) Nachträgliche Behandlung entstandener Residuen,
- (3) Verringerung des Residuenanfalls durch Änderung der Endproduktspezifikationen.

Zu (1): Die hier angesprochene Kategorie der Vermeidungsmaßnahmen umfaßt alle Möglichkeiten, durch Änderung der Produktionstechnologie und der eingesetzten Rohstoffarten sowie durch Beiprodukterzeugung und Rohstoffrückgewinnung die Entstehung von Residuen zu vermeiden oder zu verringern. Im folgenden soll ein kurzer Überblick über die im Bereich der Zellstoff- und Papierherstellung bestehenden Maßnahmen dieser Art gegeben werden.

Die Ablauge stellt die dominierende Komponente der aus der Zellstoffherstellung entstehenden Umweltbelastungen dar. Daraus ergibt sich als Konsequenz das Ziel, die Ablauge so vollständig wie möglich zu erfassen und unter weitgehender Vermeidung des Anfalls sekundärer Residuen aufzuar-

beiten. Durch den Einsatz verbesserter Waschverfahren ist es heute möglich, mehr als 95 % der Ablaugentrockensubstanz bei noch tragbarer Verdünnung der Ablauge durch das Waschwasser zu erreichen.¹⁾ In Einzelfällen wird sogar von Erfassungsgraden von mehr als 99 % berichtet.²⁾ Die langjährige Forschung auf dem Gebiet der Ablaugenverwertung erbrachte zahlreiche Möglichkeiten der Erzeugung verkaufsfähiger Produkte aus der Sulfitablauge. So lassen sich aus Kalziumsulfitablauge beispielsweise so verschiedene Produkte herstellen wie Vanillin, Essigsäure, Alkohol, Futterhefe, Gerbstoffe, Aceton, Düngemittel, Zementbinder, Schmiermittel für Erdbohrungen usw.³⁾ Abgesehen davon, daß die Ablauge auch bei Herstellung mehrerer Produkte nicht vollständig verwertet werden kann, können die meisten dieser Stoffe von der Petrochemie billiger geliefert werden, so daß selbst weltweit nur wenige Zellstofffabriken derartige Verarbeitungsprozesse betreiben.⁴⁾

Als Alternative bietet sich die Eindampfung und nachfolgende Verbrennung der Ablauge an. Dies sollte jedoch Hand in Hand mit dem Übergang von Kalzium- auf das Magnesiumverfahren geschehen, das sich durch folgende günstige Eigenschaften auszeichnet:⁵⁾

- o Erhöhung der Faserausbeute aus Holz um ca. 2 - 3 % aufgrund des vollständigeren Aufschlusses (z.B. des Astholzes).
- o Möglichkeit zur Steigerung der Produktionsleistung um bis zu 25 % aufgrund des schnelleren Aufschlusses.
- o Höhere Ablaugenerfassungsgrade wegen günstiger Wascheigenschaften von Magnesiumzellstoff.⁶⁾

1) Vgl. Danniger (1971), S. 725 ff.

2) Vgl. Hornke und Künstner (1975), S. 199.

3) Vgl. Walzel-Wiesentreu (1971), S. 8.

4) Vgl. Walzel-Wiesentreu (1971), S. 8 f.

5) Vgl. Walzel-Wiesentreu (1971), S. 9 f.

6) Vgl. Hornke (1971), S. 685 und S. 687.

- o Rückgewinnung von Wärmeenergie und eines großen Teils der Kochchemikalien bei der Ablaugenverbrennung.
- o Wegfall des bei der Verbrennung von Calcium-Ablauge in den Abgasen enthaltenen, sehr problematischen Calciummonosulfits (CaSO_3).

Dem stehen auf der anderen Seite nicht unerhebliche Investitionsausgaben für den Verfahrenswechsel und laufende Mehrkosten z.B. für Strom, Personal und die teureren Aufschlußchemikalien (MgO) gegenüber.

Zur Verringerung der aus den Kondensaten der Ablaugeneindampfung resultierenden BSB_5 - und CSB-Belastungen wird vorgeschlagen, die Ablauge vor dem Eindampfen zu neutralisieren, wodurch die für einen Großteil der BSB_5 - und CSB-Last verantwortlichen flüchtigen organischen Säuren aus der Ablauge von den Kondensaten ferngehalten werden.¹⁾ Darüber hinaus besteht zumindest prinzipiell die Möglichkeit, einen Teil der Eindampfkondensate zur Kochsäureherstellung wiederzuverwenden,²⁾ doch sind noch nicht alle dabei auftretenden Probleme zufriedenstellend gelöst.

Auf dem Gebiet der schwerabbaubaren und daher besonders problematischen Bleichereiabwässer gibt es trotz intensiver Forschung bis heute noch keine effizienten und mit vertretbarem Aufwand einsetzbaren internen oder externen Verfahren zur Verringerung der Umweltbelastungen. In der Diskussion ist neuerdings die sogenannte Sauerstoffbleiche, die merklich geringer belastete und leichter zu reinigende Abwässer liefern soll, deren großtechnischer Einsatz aber noch aussteht. Als weitere interne Maßnahme wäre denkbar, Aufschluß- und Bleichprozeß in bestimmtem Umfang gegeneinander zu substituieren, um auf diese Weise zu einer geringeren Endbelastung zu kommen. Dies ist jedoch nur möglich, wenn die mit verschiedenen Prozeßkom-

1) Vgl. Hornke und Künstner (1975), S. 195.

2) Vgl. Swedish Steam Users' Association (1974), S. 139.

binationen erzeugten Zellstoffe in allen wichtigen Eigenschaften wenigstens annähernd gleichartig sind.

Der primäre Ansatzpunkt für die Verminderung des Residuenanfalls bei der Papierherstellung liegt in der Organisation des betrieblichen Wasserhaushalts.¹⁾ Eine Einengung der Wasserkreisläufe, die selbstverständlich auch die Installation von innerbetrieblichen Reinigungsstufen erfordert, bringt in der Regel neben dem primären Effekt einer Senkung des Frischwasserbedarfs auch eine Verminderung sowohl der Fracht an BSB₅, CSB und ungelösten Stoffen im Abwasser als auch der Stoffverluste. Bei der Herstellung einfacher Papierqualitäten aus Altpapier ist sogar die völlige Schließung der Wasserkreisläufe möglich, d. h. es fällt keinerlei Abwasser mehr an und die Frischwasserzuführung beschränkt sich auf die während der Trocknung des Papiers verdampfte Wassermenge.²⁾

Zu (2): Zu den Behandlungsprozessen rechnen wir alle Verfahren, mit deren Hilfe Prozeßoutputs mit (aus der Sicht des Betriebes) endgültigem Residuencharakter in ihrer Art, Form, Menge und Schädlichkeit verändert werden, ehe sie emittiert werden. In der Zellstoff- und Papierindustrie steht dabei naheliegenderweise die Reinigung der Restabwässer im Vordergrund. Wie oben ausgeführt, sind die Abwässer dieser Branche hauptsächlich mit BSB₅, CSB, gelösten und ungelösten Stoffen belastet. Unglücklicherweise gibt es kein Reinigungsverfahren, das allein für sich in der Lage wäre, die Abwässer in bezug auf alle diese Substanzen wirksam zu reinigen, so daß häufig mehrere Verfahren hintereinandergeschaltet werden müssen.³⁾

1) Eine umfassende Darstellung der prinzipiellen Möglichkeiten zur Einengung bzw. Schließung der Wasserkreisläufe enthält das Standardwerk von Brecht und Zippel (1963).

2) Vgl. z. B. Brecht und Dalpke (1972); Brecht, Dalpke und Börner (1973, 1974).

3) Vgl. FWPCA (1967), S. 34.

Im einzelnen lassen sich drei Verfahrensarten unterscheiden:¹⁾

- o Primäre Reinigungsverfahren entfernen in erster Linie die absetzbaren und ungelösten Stoffe aus dem Abwasser auf mechanische bzw. chemisch-mechanische Weise. Dies geschieht entweder durch Filtration, durch Flotation, d. h. durch Auftreiben der Feststoffe mittels anhaftender Luftblasen an die Wasseroberfläche, von wo der flotierte Stoff dann abgezogen werden kann, oder durch Sedimentation, d. h. durch Absetzen der Feststoffe am Boden eines Beckens.²⁾ Eine Verbesserung der Flotations- bzw. der Sedimentationswirkung läßt sich durch den Einsatz von Chemikalien erreichen. Die Reinigungswirkungen mechanischer und chemisch-mechanischer Kläranlagen in bezug auf ungelöste Stoffe liegt etwa bei 95 %, während BSB₅ und CSB nur in kleinem Umfang abgebaut werden.
- o Sekundäre Reinigungsverfahren sind in der Lage, gelöste organische Substanzen zu beseitigen und damit den BSB-Wert entsprechend zu verringern. Dies geschieht durch biologische Verfahren, deren Prinzip "in der aeroben Umwandlung gelöster organischer Substanzen, durch Bakterien in Bakteriensubstanz (besteht), die sich durch Sedimentation dem Wasser entziehen läßt. Dieser Vorgang verlangt den Kontakt der Bakterien mit Sauerstoff und Abwassernährstoffen."³⁾ Je nach Abwasserart sollen Reinigungswirkungen bis zu 95 % bei BSB₅ und bis zu 80 % bei CSB möglich sein.⁴⁾
- o Tertiäre Reinigungsverfahren sollen die nach der primären und sekundären Stufe noch verbliebenen, in der Regel schwer abbaubaren Stoffe entfernen. Hierzu zählen z. B. die Adsorption an Aktivkohle, die soge-

1) Vgl. Strittmatter (1971); Dalpke (1973).

2) Vgl. Strittmatter (1971), S. 885.

3) Strittmatter (1971), S. 887.

4) Vgl. z. B. Eschenbach (1971), S. 777.

nannte umgekehrte Osmose, das Elektrolyseverfahren usw. Die Verfahren dieser Stufe befinden sich jedoch noch im Entwicklungsstadium und kommen sowohl von der Wirtschaftlichkeit als auch von der Reinigungsleistung her noch nicht für einen großtechnischen Einsatz infrage.¹⁾

Bei sämtlichen Verfahren der Abwasserklärung entsteht Schlamm als sekundäres Residuum. Bezogen auf die Trockensubstanz ist das Gewicht des anfallenden Schlamms der Menge entfernten Schwebestoffe mit dem Faktor 1, der Menge des abgebauten BSB₅ ungefähr mit dem Faktor 0,4 bis 0,5 proportional.²⁾ Da der Feststoffgehalt der anfallenden Schlämme bei 1 bis 8 %, im Mittel bei 5 % liegt, ist die effektiv zu disponierende Naß-Schlamm-Menge um ein Vielfaches größer.³⁾ Der für Entwässerung und Beseitigung der Klärschlämme erforderliche Aufwand bewegt sich, bezogen auf eine Produktionseinheit, oft in der gleichen Größenordnung wie die Kosten der Abwasserreinigung selbst. Von den wenigen Fällen abgesehen, in denen Fabriken, die untere Papier- bzw. Pappequalitäten herstellen, den Schlamm der ersten Klärstufe in die Produktion zurückführen können,⁴⁾ sind ökologisch einwandfreie und wirtschaftlich tragbare Möglichkeiten der Schlammbeseitigung noch nicht gefunden. Zu den problematischen Beseitigungsalternativen gehört auch die Deponie der Schlämme, die die Gefahr einer Grundwasserverschmutzung mit sich bringt.⁵⁾

Zu (3): Veränderungen auf der Nachfrageseite, sowohl der Nachfragemengen als auch der Qualitätsanforderungen an Papierprodukte, kommen zumindest prinzipiell als Einflußmöglichkeiten für eine Verminderung der Umwelt-

1) Vgl. Strittmatter (1971), S. 889.

2) Vgl. Scherler (1974a), S. 207.

3) Vgl. Strittmatter (1973), S. 407.

4) Einen Fall, bei dem dies möglich ist, beschreibt Scherler (1974b), S. 321.

5) Vgl. Strittmatter (1973), S. 418.

Tab. 3.2
SCHADSTOFFANFALL BEI DER HERSTELLUNG VON
TISSUE-PAPIEREN ALS FUNKTION DES WEISSEGRADES¹⁾

Weißeegrad	80-82	70-72	25
Halbstoffmischung	100% Magnesiumsulfitzellstoff; CEH-Bleiche	75% Kraftzellstoff; CEHDED-Bleiche; 25% Sekundärfasern aus Zeitungspapier Nr.1; de-inkt; gebleicht	100% Sekundärfasern aus gemischtem Altpapier Nr. 1
Schadstoffanfall ²⁾			
a) <u>gasförmig</u>			
• Chlor	1.1	0.9	0
• Chlordioxid	0	0.9	0
• Schwefeldioxid	26	4.2	0
• Schwefelwasserstoffe u. organ.Sulfide	0	19	0
• Partikel	28	46	0
b) <u>flüssig</u>			
gelöste anorganische Stoffe	263	244	21
gelöste organische Stoffe	668	261	63
anorganische Schwebestoffe	4.1	3.4	202
organische Schwebestoffe	109	139	92
c) <u>fest</u>			
anorganische Feststoffe	100	56	14
organische Feststoffe	63	3.2	13

1) Nach Bower et al. (1972, S.615)

2) In lbs. je amerikanische Tonne lufttrocknen Papiers. Mit Ausnahme des Weißegrades gleiche Produktspezifikationen.

belastungen der Zellstoff- und Papierbranche in Betracht. Die Aussichten, den Bedarf an Neupapier durch Einschränkung des Verbrauchs oder durch Mehrfachverwendung von Papierprodukten etwa für Verpackungszwecke quantitativ zu senken, sind dabei jedoch außerordentlich gering.¹⁾²⁾ Auch die Verminderung des Papiergewichts je Flächeneinheit führt mit Sicherheit nicht zum gewünschten Erfolg, da der Masseverlust durch den Einsatz höherwertigen und damit residuenintensiveren Fasermaterials kompensiert werden muß.³⁾ Als einzige möglicherweise realisierbare Möglichkeit auf der Nachfrageseite bietet sich eine Lockerung der an das Papier gestellten Qualitätsanforderungen an, insbesondere der für die Erfüllung der Gebrauchsfunktion oft weniger wichtigen optischen Eigenschaften.⁴⁾ Ein illustrativer Vergleich hierzu läßt sich anhand der in Tab. 3.2 aufgeführten Residuenmengen für drei nur im Weißegrad unterschiedliche Tissuepapiersorten anstellen.

1) Vgl. Arbeitskreis Papierabfälle (1974), S. 21 f.

2) Denkbar wäre jedoch eine Erhöhung des Imports auf Kosten der Inlandsproduktion zur Verlagerung des Residuenanfalls in das exportierende Gebiet. Dies wäre dann ökologisch sinnvoll, wenn die Schadenswirkungen der zusätzlichen Residuenmengen im Exportgebiet unter den im Inland vermiedenen Schäden liegen würden.

3) Vgl. Arbeitskreis Papierabfälle (1974), S. 1. 61.

4) Vgl. Bower, Löf und Hearon (1972), S. 610; Bower, Löf und Hearon (1973), S. 5.

3.2.2. Residuen der Papierverarbeitung und -verwendung

3.2.2.1 Analyse der Altpapierentstehung

Gemeinsames Merkmal von Papierverarbeitung und -verwendung ist, daß sie zur Entstehung von Papierabfällen führen,¹⁾ deren Beseitigung zumindest von der Menge her das größte Residuenproblem der Branche darstellt. Andere Residuen fallen auf beiden Prozeßstufen allenfalls in vernachlässigbar kleinen Mengen an.

Einen zahlenmäßigen Überblick über den Verbleib der im Inland verfügbaren Papiermenge bietet Tab. 3.3. Abgesehen von kleineren Mengen langlebiger (z.B. Bücher), über die Kanalisation weggeschwemmter (sanitäre Papiere) und wild weggeworfener oder verbrannter Papierprodukte wird der größte Teil des Papiers zu festen Papierabfällen. Als Dispositionsmöglichkeiten hierfür kommen praktisch nur zwei Alternativen in Betracht, nämlich die Erfassung von Papierabfällen als Altpapier und sein Wiedereinsatz zur Papierherstellung einerseits und die Beseitigung als Abfallpapier zusammen mit Haus- oder ähnlichem Müll.

1) Papierabfälle entstehen außerdem noch bei der Papierherstellung, wobei nach Quimby und Bower (1973, S. IV-20) mit etwa 15 - 20 % Papiermaschinenausschuß zu rechnen ist. Da diese Abfälle jedoch meist unmittelbar wieder aufbereitet und zur Papierproduktion eingesetzt werden, treten sie nach außen überhaupt nicht in Erscheinung.

Tab. 3.3
VERBLEIB VON PAPIER NACH VERBRAUCH
(1970)

	Papiermenge	
	in Mio t	in %
Gesamtverbrauch	7.6	100
davon		
- langlebig	0.5	6.6
- abgeschwemmt	0.3	3.9
- verbrannt, weggeworfen etc.	0.5	6.6
- fester Papier- abfall	6.3	82.9
davon		
- wiedereingesetzt	(2.4)	31.6
- als Müll beseitigt	(3.9)	51.3

Quelle: Battelle-Institut (1973), S. 10 f.

Wichtige Bestimmungsgründe für die Eignung von Altpapier als Faserrohstoff sind unter anderem die folgenden vier physischen Merkmale, die in gleicher Weise auch für jeden anderen Rohstoff gelten:¹⁾

- (1) Massenkonzentration. Ein bestimmtes Mengenaufkommen an einer Stelle ist erforderlich, um die mit der Altpapierbereitstellung und -erfassung verbundenen Maßnahmen wirtschaftlich tragbar zu machen.
- (2) Kontaminierung mit Fremdstoffen. Die Einsetzbarkeit eines Rohstoffs verringert sich mit dem Grad und der Verschiedenartigkeit seiner

1) Vgl. hierzu und zum folgenden Quimby und Bower (1973), S. II-11 ff.

Verunreinigung mit fremden Substanzen. Sofern für spezielle Arten der Kontaminierung überhaupt Reinigungsverfahren existieren, setzt ihr effizienter Einsatz im allgemeinen voraus, daß die Verunreinigungen bekannt und nur von einer einzigen Art sind.

- (3) Homogenität des Materials. Diese Eigenschaft bezieht sich in dem vorliegenden Fall auf die Sortenreinheit des Altpapiers. Sie ist sowohl aus Gründen einer einfachen Aufbereitung als auch in Hinblick auf die Qualität des aufbereiteten Stoffes von Bedeutung.
- (4) Räumliche Entfernung zwischen Verfügbarkeits- und Bedarfsort. Wegen des relativ geringen Materialwertes wirken sich hohe Transportkosten prohibitiv auf Erfassung und Verwendung von Altpapier aus.

Zwar läßt sich das Gewicht, das diesen Faktoren im Einzelfall zukommt, nur aus der jeweiligen konkreten Situation ableiten, doch stellen bereits ihre physischen Qualitäten wertvolle Kriterien bei der Abschätzung der prinzipiellen Möglichkeiten für eine Steigerung des Altpapiereinsatzes dar. Wir wollen sie daher bei der folgenden Analyse der Entstehung von Papierabfällen entsprechend berücksichtigen.

Je nach Art der Verarbeitungsoperationen bewegen sich die Abfallquoten bei der Papierverarbeitung zwischen 1,5 (Zeitungsdruck) und 20 % (Herstellung von Faltschachteln aus Karton) des Rohpapiereinsatzes.¹⁾ Spezifische Abfallquoten für einzelne Produktkategorien oder typische Verarbeitungsgänge lassen sich jedoch im allgemeinen nicht nennen.²⁾ Die mittlere Abfallquote wird verschiedentlich mit 14 - 15 % angegeben.³⁾, doch dürften in dieser Zahl auch die nicht unerheblichen Mengen unverkäuflicher Druck-

1) Vgl. Quimby und Bower (1973), S. IV-22.

2) Vgl. Sudan, Jörg, persönliche Mitteilung vom 30. 4. 1975.

3) Vgl. z. B. Götsching und Stürmer (1974), S. V-97; Arbeitskreis Papierabfälle (1974), S. 1.22.

erzeugnisse wie Zeitungen, Zeitschriften usw. enthalten sein.¹⁾

Die aus der Papierverarbeitung resultierenden Abfallmengen sind meist groß genug, um eine wirtschaftliche Erfassung zu ermöglichen. Da Papierverarbeitungsausschuß normalerweise sortenrein anfällt, ist er qualitativ ziemlich hochwertig. Außerdem verringern sich die negativen Auswirkungen einer etwaigen Kontaminierung durch die Möglichkeit, größere Mengen homogener Papierabfälle mit ganz spezifischen und bekannten Verunreinigungen an Papierfabriken zu liefern, die über geeignete Aufbereitungsanlagen verfügen.²⁾ Diese Vorteile können gegebenenfalls auch den Nachteil größerer räumlicher Entfernungen zwischen Verarbeitungsbetrieb und Papierfabrik überkompensieren. In diesem Zusammenhang sei angemerkt, daß in der Bundesrepublik rund 17 % des erzeugten Papiers in eigenen Betrieben der Papierhersteller zu Fertigprodukten weiterverarbeitet werden,³⁾ wobei man wohl davon ausgehen kann, daß sich Papierfabrik und Verarbeitungsbetrieb oft am gleichen Ort befinden. Insgesamt führen die positiven Rohstoffeigenschaften der Papierverarbeitungsabfälle dazu, daß sie überwiegend als Altpapier erfaßt und wiedereingesetzt werden. Dadurch wird in einem gewissen Umfang jener Teil der Umweltbelastungen kompensiert, der dadurch entsteht, daß die Rohpapierproduktion um den Faktor der Abfallquote bei der Verarbeitung größer sein muß als die effektiv in den Endprodukten enthaltene Papiermenge.⁴⁾

1) Im Mittel werden nur rund 90 % der Druckauflage von Zeitungen und nur 80 % der Druckauflage von Zeitschriften verkauft, wobei allerdings im Einzelfall erhebliche Abweichungen festzustellen sind. So bewegen sich beispielsweise die Remittendensätze, d. h. die Anteile der von Händlern zurückgegebenen Exemplare bei Publikumszeitschriften zwischen 0.1 und mehr als 50 %. Vgl. IVW-Auflagenliste (1975).

2) Vgl. Arbeitskreis Papierabfälle (1974), S. 1.18.

3) Vgl. VDP (1974a), S. 49; Götsching und Stürmer (1974), S. V 97.

4) Vgl. Bower, Löf und Hearon (1972), S. 619.

Die aus dem Gebrauch der Papierendprodukte entstehenden Papierabfälle sind in bezug auf die vier obengenannten Merkmale weniger für ein Recycling geeignet als die Verarbeitungsabfälle. Die Ursachen hierfür sind im wesentlichen

- (1) die Distribution der Papierprodukte in oft sehr kleinen Mengen auf einer Vielzahl von räumlich breit gestreuten Verbrauchspunkten.
- (2) die vielfältige Kontaminierung des Papiers während des Verwendungsprozesses mit verschiedenartigen Substanzen, die sich später kaum mehr artmäßig identifizieren und daher oft nicht mehr entfernen lassen.
- (3) der Verlust der Sortenhomogenität, da an den einzelnen Verbrauchspunkten verschiedene Papiersorten verwendet und zu Abfall degeneriert werden, und der damit verbundene Qualitätsverlust eines daraus eventuell hergestellten Halbstoffes.

Dies gilt insbesondere für private Haushalte als Anfallstellen. Dagegen tritt bei gewerblichen und ähnlichen Anfallstellen im allgemeinen wieder eine gewisse Mengenkonzentration ein, die groß genug sein kann, die Nachteile einer stärkeren Kontaminierung und Heterogenisierung der Papierabfälle aufzuwiegen.

Genauere Aussagen über die Erfäßbarkeit von Altpapier aus dem Verwendungsbereich lassen sich nur bei differenzierender Betrachtung verschiedener Kategorien von Anfallstellen, der dort anfallenden Mengen und Qualitäten und der räumlichen Verteilung des Anfalls machen. Mit der Durchführung derartiger Untersuchungen hat man erst in jüngster Zeit begonnen. Dabei hat sich eine Grobgliederung der Anfallstellen im Verwendungssektor in

- o auspackendes Gewerbe (Kaufhäuser, Supermärkte, Montagebetriebe usw.),
- o Büros und Verwaltungen und
- o private Haushalte

als zunächst ausreichend erwiesen, so daß sich zusammen mit den Verarbeitungsbetrieben vier Klassen von Anfallstellen ergeben. Desgleichen wurden Untersuchungen über die räumliche Verteilung des Papierverbrauchs und der Altpapiererfassung in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte durchgeführt, wobei ähnlich grobe Einteilungen verwendet wurden.¹⁾

Zur Beurteilung des Faserwertes von Altpapier dient eine Sortengliederung²⁾, die im wesentlichen auf Neupapierqualität, Verunreinigungsgrad und Sortenreinheit Bezug nimmt. Die darin unterschiedenen Altpapiersorten (mehr als 100, davon jedoch nur ca. 20 - 25 von Bedeutung) lassen sich zu folgenden vier Sortengruppen zusammenfassen:

- o Untere Sorten, d. h. vor allem gemischtes Altpapier, Pressepapiere, Druckereiabfälle und Graupappe.
- o Mittlere Sorten, zu denen man Akten, Geschäftsbücher und Kartonageabfälle rechnet.
- o Bessere Sorten, die hochwertige sortenreine Altpapiere beinhalten, wie sie praktisch nur bei Verarbeitungsbetrieben anfallen, so z. B. holzfreie Papiere und Chromoersatzkarton.
- o Krafthaltige Sorten, die wegen des Wertes von Kraft-(Sulfat-)Zellstofffasern für die Herstellung von Verpackungspapieren ebenfalls zu einer eigenen Gruppe zusammengefaßt werden.

Eine Aufteilung der von der Papierindustrie im Inland gekauften Altpapiermengen nach Sortengruppen und Anfallstellen enthält Tab. 3. 4. Daraus lassen sich bereits gewisse Schlußfolgerungen über die generelle Verfügbarkeit einzelner Altpapiersorten ziehen.

1) Vgl. Arbeitskreis Papierabfälle (1974).

2) Vgl. Bundesverband Papierrohstoffe (1973).

Tab. 3.4
INLANDSKÄUFE AN ALTPAPIER NACH SORTENGRUPPEN
UND ANFALLSTELLEN IM JAHRE 1973

(1973)	Gesamt- menge	Papier- verar- beitung ¹⁾	aus- packend. Gewerbe	Ver- waltung	Haushalte
Untere AP- Sorten	1. 473. 978 t	334. 289 t	733. 161 t	339. 203 t	67. 325 t
davon gemischtes Altpapier	(1. 136. 038 t)	(99. 590 t)	(693. 920 t)	(303. 418 g)	(39. 110 t)
Mittlere AP-Sorten	360. 475 t	181. 473 t	25. 030 t	74. 924 t	79. 048 t
davon Zeitungs- AP	(149. 166 t)	(67. 716 t)	(0 t)	(14. 917 t)	(66. 533 t)
Bessere AP-Sorten	287. 751 t	193. 539 t	7. 461 t	86. 751 t	0 t
Kraft Altpapier	377. 658 t	146. 461 t	225. 670 t	5. 527 t	0 t
davon Kraftwell- pappe	(322. 386 t)	(96. 716 t)	(225. 670 t)	(0 t)	(0 t)
Gesamtes AP	2. 499. 862 t	855. 762 t	991. 322 t	506. 405 t	146. 303 t
Anteil	100 %	34 %	40 %	20 %	6 %
bezogen auf Papierver- brauch (8. 410. 000 t)	30	10	12 %	6 %	2 %

Quelle: Arbeitskreis Papierabfälle (1974), S. 1.20.

- 1) Hierin sind offensichtlich die Verarbeitungsabfälle aus zu Papierfabriken gehörenden Verarbeitungsbetrieben nicht enthalten, deren Menge auf ca. 150.000 t geschätzt wird. Vgl. Götsching und Stürmer (1974), S. V 99.

3.2.2.2 Altpapiererfassung

Die Erfassung von Altpapier wird zum überwiegenden Teil von den Betrieben des Altpapierhandels besorgt, durch deren Hände rund 90 % der Altpapierlieferungen an die Papierfabriken gehen. Die restliche Menge entfällt auf Direktbezüge der Papiererzeuger.¹⁾

Die Zahl der Altpapierhändler, in der Bundesrepublik wird auf etwa 400 geschätzt, von denen die 12 - 15 größten Unternehmen zusammen einen Marktanteil von mehr als 50 % besitzen. Die aus dem wirtschaftlichen Zwang zur Rationalisierung und Industrialisierung der Altpapiererfassung erwachsende Notwendigkeit zur Anschaffung großer und teurer maschineller Einrichtungen (Papierpressen, Shredderanlagen, Fuhrpark usw.) dürfte in Zukunft für eine noch stärkere Konzentration auf dem Altpapiermarkt sorgen.²⁾

Die Altpapierbetriebe entsorgen primär die Großanfallstellen, mit denen sie häufig Abnahmeverträge haben. Dabei soll es durchaus nicht unüblich sein, daß der Erfassungsbetrieb, vor allem in Zeiten einer Altpapierhausse, für das von ihm abgefahrne Altpapier noch bezahlen muß. Altpapiere aus Haushalten und von anderen Kleinanfallstellen werden nur in geringem Umfang erfaßt, sie machen gegenwärtig nur etwa 2 - 5 % des Altpapieraufkommens aus.³⁾ Der Altpapierhandel arbeitet hierbei häufig mit Kommunen und karitativen Verbänden zusammen.⁴⁾

1) Vgl. Götsching und Stürmer (1974), S. V97.

2) Vgl. Battelle-Institut (1973), S. 11.

3) Vgl. Battelle-Institut (1973), S. 11; Götsching und Stürmer (1974), S. V96.

4) Vgl. Arbeitskreis Papierabfälle (1974), S. 1.28; Götsching und Stürmer (1974), S. V 100 ff.

Altmaterialmärkte im allgemeinen und der Altpapiermarkt im besonderen unterliegen einer bemerkenswerten ökonomischen Instabilität. Zu den dergestalt wirksamen Charakteristika dieses Marktes gehören unter anderem

- o die Abhängigkeit des Altpapieranfalls und damit des Angebots von den Niveaus der wirtschaftlichen Aktivität, vor allem der Konsumgüterindustrie, in den vorangegangenen Perioden,
- o das Fehlen einigermaßen fester Marktpreise aufgrund der üblichen Praxis eines fallweisen Aushandelns der Preise,
- o das Verhalten vieler Anbieter und Nachfrager, in ihrer Preis- und Mengenpolitik stark prozyklisch auf kurzfristige Marktschwankungen zu reagieren, wodurch sich diese Bewegungen noch erheblich verstärken,
- o der relativ einfache und problemlose Zugang zum Altpapiermarkt, der in Haussezeiten zum Eintritt unqualifizierter, nur an kurzfristiger Gewinnmaximierung interessierter Außenseiter führt, wodurch das Vertrauen der Käufer in die Integrität der Verkäufer beeinträchtigt wird.

Da die optimale Ausschöpfung der Altpapierressourcen, sowohl in quantitativer als auch in qualitativer Sicht, die planmäßige, kontinuierliche und nicht zuletzt fachkundige Durchführung der Erfassungsoperationen voraussetzt, kann gefolgert werden, daß dieses Optimum gegenwärtig noch nicht erreicht ist.

Seit einiger Zeit werden Überlegungen und erste technische Versuche zur Rückgewinnung von (unter anderem) Papierfasern aus kommunalem Müll angestellt. Entsprechende Anlagen sind bereits in den USA¹⁾ und in Italien²⁾ in Betrieb. Auch in der Bundesrepublik wurde bereits eine mechanische Mülltrennungsanlage vorgestellt.³⁾ Entscheidendes Hindernis für die Verwendung

1) Vgl. Madsen (1972), S. 677.

2) Vgl. Göttching und Stürmer (1974), S. V 104 f.

3) Vgl. Arbeitskreis Papierabfälle (1974), S. a13.

der aus dem Müll zurückgewonnenen Fasern zur Papierherstellung ist ihr hoher Verschmutzungsgrad und die "heterogene und mäßige Faserqualität ..., die bestenfalls mit gemischtem Altpapier vergleichbar ist."¹⁾

3.2.2.3 Wiedereinsatz von Altpapier

Über den Einsatz von Altpapier wird mit der Wahl der Halbstoffmischungen für die Papierherstellung entschieden. Der Hersteller sucht dabei jeweils die Eintragszusammensetzung, die unter Einhaltung der an die zu produzierende Papiersorte gestellten Qualitätsanforderungen die Herstellungskosten minimiert. Ob und in welchem Umfang hierzu aus Altpapier gewonnene Sekundärfasern verwendet werden, hängt damit primär von wirtschaftlichen und technischen Größen ab, doch spielen auch psychologische Faktoren auf Seiten der Papierverwender und nicht-ökonomische Marktfaktoren eine Rolle.

(1) Wirtschaftliche Faktoren

Unter der Voraussetzung, daß die entsprechenden Endproduktspezifikationen eingehalten werden, stellt die Feststellung der Vorteilhaftigkeit des Einsatzes von sekundärem statt primärem Fasermaterial de facto einen Vergleich der in beiden Fällen entstehenden Kosten für Beschaffung, Aufbereitung und Verarbeitung des jeweiligen Rohstoffs sowie gegebenenfalls auch der Beseitigung der dabei jeweils anfallenden Residuen dar.

Die Basiskomponenten für die Höhe des Einstandspreises von Altpapier sind die Kosten für die Erfassung und den Transport zur Papierfabrik,

1) Götttsching und Stürmer (1974), S. V 105.

worin sich die spezifischen Ausprägungen der obengenannten physischen Altpapiercharakteristiken, Mengenkonzentration und geographische Lage des Anfallortes, auswirken. Wegen der Arbeitsintensität der Erfassungsoperationen wirkt sich ein Ansteigen des Lohnniveaus sehr stark auf diese Kostenkomponenten aus. Auf der anderen Seite ist bei wachsender Nachfrage nach Holz, auch für andere Verwendungszwecke als die Papierherstellung, mit einem Anziehen der Faserholzpreise zu rechnen, wodurch sich die Veränderung des Rohstoffpreisverhältnisses mindern oder sogar umkehren kann. Die Kostenkomponente wird jedoch überlagert von konjunkturabhängigen und spekulativen Einflüssen, die, wie die Erfahrung zeigt, zu außergewöhnlichen Preisschwankungen führen können (vgl. Fig. 3.2). Es ist zu vermuten, daß diese Preisfluktuationen einem verstärkten Altpapiereinsatz eher abträglich sind.

Kostenvorteile für den Altpapiereinsatz ergeben sich dadurch, daß für den Bau von Altpapieraufbereitungsanlagen in der Regel geringere Investitionen erforderlich sind als für Primärfaserfabriken. Eine in den USA durchgeführte Untersuchung kam beispielsweise zu dem Ergebnis, daß das Verhältnis des Investitionsaufwandes einer altpapierverarbeitenden und einer zellstoffherstellenden und -verarbeitenden Papierfabrik etwa 1:1,5 betragen würde.¹⁾ Außerdem ist wegen des geringeren Kraftbedarfs zur Desintegration der Fasern mit niedrigeren Energiekosten zu rechnen.²⁾ Auf der anderen Seite muß die Verarbeitung von sekundärem Halbstoff aus Gründen, die mit den Fa-

1) Vgl. Forsythe (1972), S. 683.

Da diese Zahlenangaben jeweils die Papierherstellung mit enthalten, ist das Verhältnis, auf die Halbstoffherstellung allein bezogen, noch viel günstiger für die altpapierverarbeitende Fabrik.

2) Vgl. Forsythe (1972), S. 683.

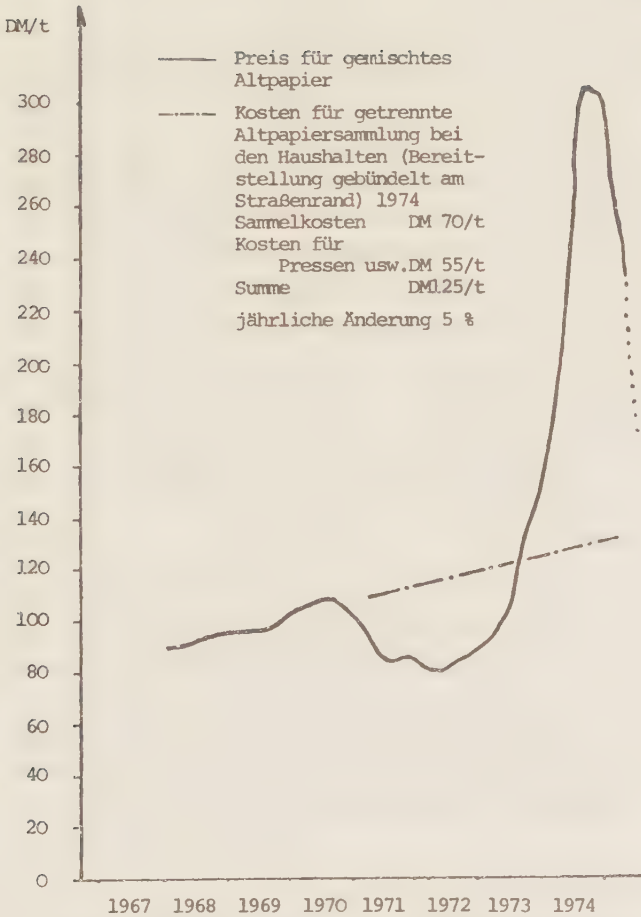


Fig. 3.2 Zeitliche Entwicklung des Altpapierpreises und der Erfassungskosten

Quelle: Arbeitskreis Papierabfälle (1974), S. 1.21.

sereigenschaften zusammenhängen, in der Regel auf Papiermaschinen erfolgen, die nur etwa halb so schnell laufen, wie die zur Herstellung von Papier aus Frischfasern verwendeten Anlagen.

(2) Technische Faktoren

Abgesehen von Wirtschaftlichkeitsüberlegungen ist der Wiedereinsatz von Altpapier auch entscheidend von technischen Faktoren abhängig. Dazu gehören beispielsweise die aus der Kontaminierung des Papiers mit Fremdstoffen erwachsenden Probleme, auf die wir oben bereits hingewiesen haben. Eine der Hauptursachen für die Zunahme dieser Verunreinigungen ist das Bemühen der Papierverarbeiter, Papierprodukte für immer neue Verwendungszwecke herzustellen, wozu es oft erforderlich ist, die natürlichen Eigenschaften des Papiers durch Zugabe faserfremder Stoffe zu verändern.¹⁾ Da das Verbleiben verschiedener Arten von Kontaminaten im Halbstoff zu erheblichen Störungen bei der Papierherstellung, z.B. zum Verkleben der Sieböffnungen der Papiermaschine, führen oder die Stoffe als klebrige Flecke im Neupapier auftauchen würden, ist ihre vollständige Entfernung aus dem Fasermaterial eine unabdingbare Notwendigkeit.²⁾

Die größten Schwierigkeiten in diesem Zusammenhang ergeben sich, wenn kontaminierte Papiersorten als Mischkomponenten in nicht-sortierten Altpapierqualitäten auftreten. Leistungsfähigkeit und Flexibilität der Aufbereitungsanlagen sind meist zu gering, um mit "exotischen" Verunreinigungen fertig zu werden. Bisher konnten lediglich Spezialanlagen für einzelne, ganz spezifische Kontaminierungsarten entwickelt werden. Ihr wirtschaftlicher Einsatz ist jedoch mangels

1) Arbeitskreis Papierabfälle (1974), S. 1.33.

2) Vgl. Forsythe (1972), S. 681. Forsythe weist an gleicher Stelle darauf hin, daß diese Schwierigkeiten dazu geführt haben, daß in den USA viele Papierfabriken völlig von der Verwendung von Altpapier abgekommen sind.

Verfügbarkeit großer Mengen sortenreinen Altpapiers begrenzt. Außerdem ist das Verhältnis von Faserausbeute und Residuenanfall aus der Aufbereitung ungünstiger als bei der Verarbeitung nicht kontaminierten Altpapiers. Darüber hinaus muß unter Umständen eine prozeßbedingte Verminderung der Faserqualität in Kauf genommen werden, der die Verwendung des gewonnenen Halbstoffes zur Herstellung höherwertiger Papiersorten erschwert.¹⁾

Ein weiteres Problem ergibt sich dadurch, daß die Prozesse der Faseraufbereitung und der Papierherstellung nicht ohne Einfluß auf die Eigenschaften des Fasermaterials bleiben. Da Sekundärfasern diese Prozesse bereits zwei- oder mehrmals durchlaufen haben, weisen sie andere Qualitätsmerkmale auf als Frischfasern entsprechender Art.

Begrenzungen entstehen vor allem daraus, "daß die Faserlänge von Zyklus zu Zyklus abnimmt und der Feinstoffgehalt entsprechend zunimmt (mechanische Einwirkung), daß die Fähigkeit der Fasern, gemeinsam mit Wasser Bindekräfte zu entwickeln, von Zyklus zu Zyklus abnimmt ('Verhornung', physikalisch-chemischer Einfluß) und daß die Zahl der Begleitsubstanzen von Zyklus zu Zyklus zunimmt."²⁾ Bis heute gibt es jedoch nur wenige und kaum verallgemeinerungsfähige Untersuchungen, welche die Auswirkungen wiederholter Altpapierreückgewinnung auf die Faser- und in Konsequenz auf die Papiereigenschaften zahlenmäßig konkretisieren, obwohl dies in Anbetracht einer möglichen Erhöhung des Anteils an zirkulierendem Faserstoff und dementsprechend auch der durchschnittlichen Anzahl von Recycling-Zyklen dringend geboten wäre.³⁾

1) Vgl. Schweizer (1973), S. 16 ff.

2) Vgl. Arbeitskreis Papierabfälle (1974), S. 1.36.

3) Vgl. Götsching und Stürmer (1974), S. V 106; Schweizer (1973), S. 28.

Einige Ergebnisse einschlägiger Untersuchungen, die in den USA durchgeführt wurden, sind in Fig. 3.3 dargestellt. Es handelt sich dabei um Laborversuche, bei denen aus Frischfasern hergestellte Blätter wiederholt aufgelöst und unter Simulation des industriellen Herstellungs-

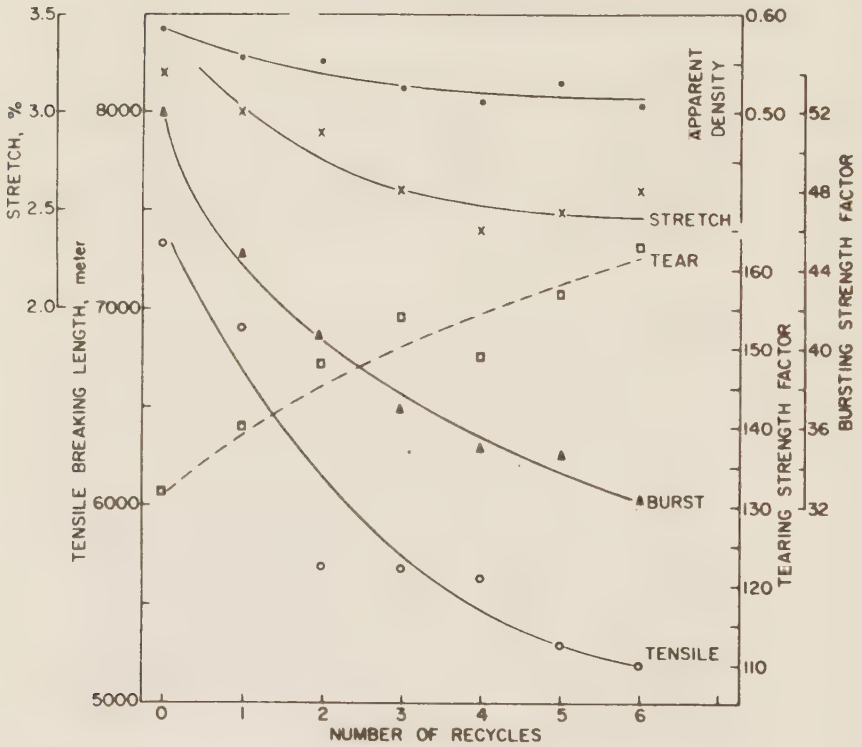


Fig. 3.3: Einfluß der Zahl der Rückgewinnungszyklen auf Papiereigenschaften

Quelle: McKee (1972), S. 48.

prozesses erneut gebildet wurden.¹⁾ Nicht alle durch das Recycling bewirkten Veränderungen der Fasern bedeuten jedoch eine Verschlechterung der Verarbeitungs- und Endprodukteigenschaften. So wurden bei deinktem Fasermaterial z. B. höhere Opacität, wegen der verringerten Faserlänge verbesserte Formungseigenschaften und gesteigertes Rückhaltevermögen für Füll- und Hilfsstoffe festgestellt.²⁾

Soweit dennoch von einem technologischen Verlust gesprochen werden muß, ist die papiererzeugende Industriegezwungen, entweder "den Altpapiergehalt ihrer Erzeugnisse ... entsprechend niedrig (zu halten) ... oder .. aus höherwertigem Neupapier stammendes Altpapier bei geringwertigeren Papiersorten (einzusetzen)".³⁾

Am Institut für Papierfabrikation an der TH Darmstadt durchgeführte Untersuchungen lassen eine Möglichkeit zur Aufbesserung der Festigkeitswerte von Sekundärfasermaterial in der Faserfraktionierung, d. h. in der Abtrennung des für den Festigkeitsverlust verantwortlichen Feinstoffanteils erkennen.⁴⁾ Dem stehen allerdings als Konsequenz die niedrigere Materialausbeute und vor allem das Problem der Disposition der abgetrennten Feinstoffsuspension gegenüber.⁵⁾

(3) Psychologische Faktoren

Auf der Verwenderseite besteht häufig eine gewisse Abneigung gegenüber Papier, das aus Sekundärfasern hergestellt wurde. Diese geht

1) Vgl. Götttsching und Stürmer (1974), S. V 106; McKee (1972), S. 36. Über einen gleichartigen Versuch berichtet Crysler (1971), S. 907.

2) Vgl. Forsythe (1972), S. 683.

3) Arbeitskreis Papierabfälle (1974), S. 1.37.

4) Vgl. Götttsching und Stürmer (1974), S. V 107; Arbeitskreis Papierabfälle (1974), S. 1.3.

5) Vgl. Götttsching und Stürmer (1974), S. V 110; Arbeitskreis Papierabfälle (1974), S. 1.37.

auf Vorurteile gegenüber den qualitativen und hygienischen Eigenschaften des Papiers zurück, die jedoch, wie zahlreiche Untersuchungen gezeigt haben, von der Sache her nicht gerechtfertigt sind.¹⁾ In der Zwischenzeit scheint sich jedoch, vor allem bei den privaten Verbrauchern, eine gewisse Meinungsänderung anzubahnen. So wurde beispielsweise in einer vom American Paper Institute (API) durchgeführten Befragung von Hausfrauen überwiegend eine positive Einstellung gegenüber aus Altpapier hergestellten Papierprodukten geäußert, und mittlerweile wird in den USA auch der Aufdruck "made from 100 % recycled fibres" auf verschiedenen Papierprodukten bereits als Werbeaussage benutzt.²⁾

Die Verwendung von Altpapier wird auch durch die vermutlich wohlstandsbedingte Neigung der Verwender erschwert, an das Neupapier überhöhte, für den Gebrauchsnutzen aber unwesentliche Qualitätsanforderungen zu stellen.³⁾ Dies gilt insbesondere in bezug auf die Überbewertung von rein ästhetischen gegenüber funktionalen Qualitätsmerkmalen, was z.B. in der Forderung nach einem hohen Weißgrad bei (sanitären) Tissuepapieren zum Ausdruck kommt.⁴⁾

In der gleichen Richtung können Qualitätsvorschriften wirken, welche anstelle der Einhaltung funktionaler Gütekriterien eine bestimmte Rohstoffzusammensetzung fordern.⁵⁾ So stehen eine Reihe einschlägiger DIN-Normen, RAL-Güte-Bestimmungen und Vorschriften der Bundesbahn und der Bundespost einem Altpapiereinsatz direkt entgegen (z.B.

1) Vgl. Schweizer (1973), S. 24 f.

2) Vgl. hierzu auch Götsching und Stürmer (1974), S. V 109.

3) Vgl. Götsching und Stürmer (1974), S. V 109.

4) Vgl. Bower, Löf und Hearon (1971), S. 610 und S. 618.

5) Vgl. Cryslar (1971), S. 905.

die Vorschriften TL 8135-004 "Packpapier aus 100 % ungebleichtem Zellstoff" oder TL 8125-009 "Kraftpapier min. 90 Gew-% frischen ungebleichten Zellstoff".¹⁾ Eine Änderung dieser Vorschriften und eine Senkung überhöhter Qualitätsstandards könnten das Einsatzpotential für Altpapier sicher vergrößern.

Trotz des in der Bundesrepublik bestehenden Mangels an Faserstoffen zur Papierherstellung sind für den Einsatz von Altpapier in erster Linie wirtschaftliche Gesichtspunkte maßgebend, d.h. Altpapier wird eingesetzt, weil und insofern es billiger ist als die dadurch ersetzten Primärfasern.²⁾

Der ökonomische Gesamtnutzen des Altpapierrecycling besteht jedoch nicht nur aus den niedrigeren Rohstoffkosten der Papierhersteller. Dazu gehören vielmehr auch Vorteile bei den

- (1) Anfallstellen, zumindest in Höhe der Kostenersparnisse für eine sonst notwendige anderweitige Beseitigung des Altpapiers, gegebenenfalls zuzüglich etwaiger Zahlungen der Altpapierhändler,
- (2) Betrieben des Altpapierhandels, hier ausgedrückt durch den Betriebsgewinn,
- (3) Kommunen, bei denen sich die zu beseitigenden Müllmengen und entsprechend auch die dafür anfallenden Kosten mindern.³⁾

Negative wirtschaftliche Konsequenzen können sich allenfalls auf Seiten der Forstwirtschaft ergeben, weil sich bei einer ansonsten größeren Faserknapp-

1) Vgl. Arbeitskreis Papierabfälle (1974), S. 1.38. Der Arbeitskreis stellte außerdem eine Liste mit 50 die Verwendung von Altpapier einschränkenden oder ausschließenden Normen zusammen. Vgl. Arbeitskreis Papierabfälle (1974), S. a3.

2) Vgl. Arbeitskreis Papierabfälle (1974), S. 1.40.

3) Rechnet man mit Kosten für die Müllabfuhr und -deponie von 73 DM/t, so beträgt die Kostenersparnis bei einer Altpapiererfassung von 2.7 Mio t (1973) rund 200 mio DM p.a. Die angenommenen Kostenwerte stammen aus Battelle-Institut (1973), S. 25.

heit wohl höhere Holzpreise erzielen ließen.

Einen Überblick über die aus dem Altpapiereinsatz resultierenden Umweltbe- und entlastungen gibt Tab. 3.5. Dabei handelt es sich selbstverständlich nur um die Angabe tendenzieller Wirkungen, die im Einzelfall durchaus anders geartet sein können. Es ist darüber hinaus fraglich, ob die Umweltwirkungen aus dem Ersatz von Zellstoff und Altpapier überhaupt im Inland wirksam werden, weil diese Substitution zum größten Teil zu Lasten des Import-Zellstoffs gehen dürfte.¹⁾

Tab. 3.5
AUSWIRKUNGEN DES EINSATZES VON ALTPAPIER
AUF DIE UMWELT

Wirkungskategorie	Altpapier als Ersatz von	
	Zellstoff	Holzschliff
Holzbedarf	- -	-
Energiebedarf	-	- -
Wasserbedarf	- -	-
gasförmige Residuen	-	entfällt
Abwasserbelastung	- -	-/0/+
feste Residuen	0	0

Symbole: - - = sinkt erheblich

- = sinkt

0 = bleibt

+ = steigt

Quelle: Arbeitskreis Papierabfälle (1974), S. 1.39.

1) Vgl. Arbeitskreis Papierabfälle (1974), S. 1.39.

3.3 Spezifische Gegebenheiten in der Bundesrepublik Deutschland

3.3.1 Leistung, Verbrauch und Branchenstruktur

Das in Fig. 3.4 enthaltene Sankey-Diagramm bietet auf der Basis der Zahlen aus dem Jahre 1973 einen quantitativen Überblick über den Fluß des Fasermaterials durch die Zustandsfolge Rohstoff, Halbstoff und Papier. Darin kommt deutlich die Abhängigkeit der Inlandsversorgung vom Import von Papier und Halbstoffen (Sulfatzellstoff) einerseits und vom Wiedereinsatz von Altpapier andererseits zum Ausdruck. Die hohen Papier- und Zellstoffeinfuhren stellen gleichzeitig einen stetigen Zustrom frischen Fasermaterials dar, durch den die Aufrechterhaltung einer Altpapiereinsatzquote von 43 % (auf die aus dem Inland stammenden Halbstoffe bezogen sogar von 66 %) ohne Einbußen an der Qualität des daraus hergestellten Papiers erst möglich wird.

Der Papierverbrauch ist stark mit dem Niveau der gesamtwirtschaftlichen Aktivität korreliert und hat in den letzten Jahren erheblich zugenommen. Man erwartet eine Fortsetzung dieses Wachstums und rechnet für das Jahr 1980 mit einem Verbrauch von rund 12 bis 12,5 Mio t.¹⁾

Die relativen Anteile der vier in Fig. 3.4 unterschiedenen Sortengruppen am Papierverbrauch sind während der letzten Jahre einigermaßen konstant geblieben, zukünftige Veränderungen erwartet man lediglich in Form einer Zunahme des Anteils der Hygienepapiere und einer etwa gleichgroßen Abnahme des Anteils der technischen und Spezialpapiere und -pappen.²⁾

1) Vgl. Battelle-Institut (1973), S. 10.

2) Vgl. Battelle-Institut (1973), S. 10.

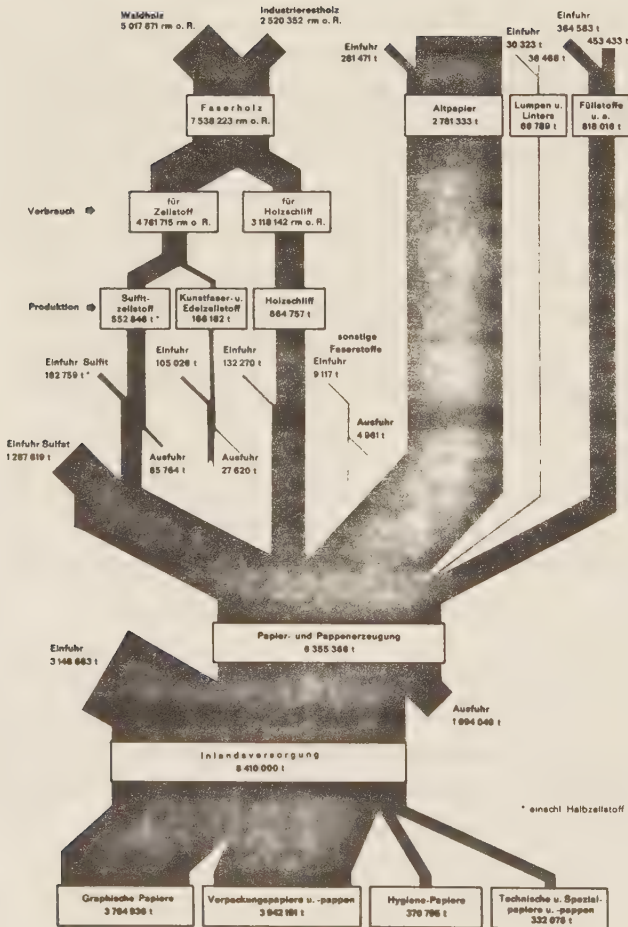


Fig. 3.4 Versorgungsgrundlage des Papier- und Pappenverbrauchs 1973

Quelle: VDP (1974a), S. 18.

In der Zellstoff- und Papierindustrie herrscht ein starker Trend zur Konzentration und zum Bau größerer Produktionseinheiten, um die Größendegression der Anlagenkosten nutzen zu können. Der fortgeschrittene Stand dieses Prozesses ist aus den Konzentrationskurven der Zellstoff-, Holzschliff- und Papierherstellung in Fig. 3.5 ersichtlich. Die Gesamtzahl der Unternehmen der Branche (1973) beträgt 202¹⁾, die der Betriebe 294. Demgegenüber zählte man 1970 noch 331 Betriebe, 1971 waren es 325 und 1972 noch 309 Betriebe.²⁾ Die Stilllegungen betrafen jeweils kleinere Produktionseinheiten.

3.3.2 Derzeitiges Niveau der Umweltbelastungen

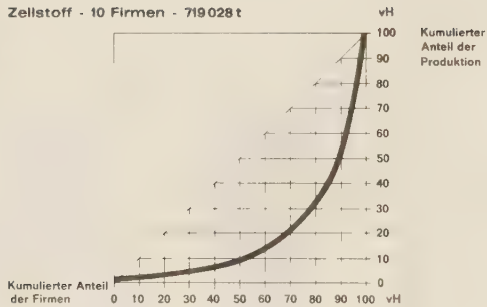
Über das Ausmaß der Umweltbelastungen durch die Zellstoff- und Papierindustrie und über die in den einzelnen Betrieben durchgeführten Maßnahmen zur Verringerung der Residuenemission wurden in jüngster Zeit verschiedene Untersuchungen und Erhebungen durchgeführt, an denen sich jeweils ein Großteil der Betriebe beteiligte.

1973 führte der Verband Deutscher Papierfabriken e. V. (VDP) eine Erhebung über die in der deutschen Zellstoff- und Papierindustrie vorhandenen Abwasserreinigungsanlagen durch. Die Ergebnisse dieser Umfrage sind in Tab. 3.6 enthalten. Von den 305 Betrieben der Branche haben sich 213 Betriebe an der Untersuchung beteiligt, die 94 % der Papier-, Karton- und Pappeproduktion und 100 % der Zellstoff- und Holzschlifferzeugung repräsentieren.³⁾

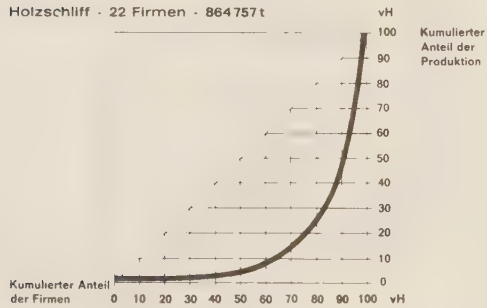
-
- 1) Die Differenz zwischen dieser und der aus Fig. 3.5 errechneten Zahl von 228 Unternehmen resultiert daher, daß die Holzschliff- und Zellstofferzeugung in der Regel mit der Herstellung von Papier und Pappe integriert sind.
 - 2) Vgl. VDP (1974a), S. 16.
 - 3) Vgl. VDP (1974a), S. 13.

**Verteilung
der Produktion
1973**

Zellstoff - 10 Firmen - 719028 t



Holzschliff - 22 Firmen - 864757 t



Papier und Pappe - 196 Firmen - 6355366 t

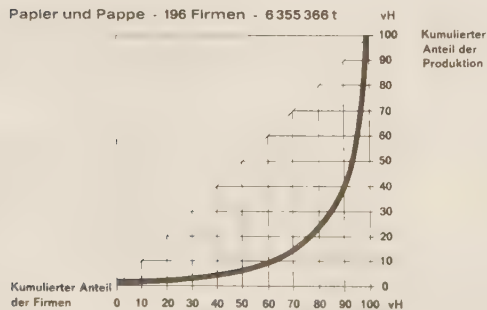


Fig. 3.5 Konzentrationskurven für Zellstoff-,
Holzschliff- und Papierproduktion 1973

Quelle: VDP (1974a), S. 15.

Die gemeldete Zahl von Kläranlagen täuscht jedoch etwas über die realen Verhältnisse hinweg, weil bei dieser Untersuchung der Begriff der Abwasserkläranlage sehr weit gefaßt wurde und nicht nur ausgesprochene Restabwasserkläranlagen, sondern auch innerbetriebliche Einrichtungen wie z.B. Stofffänger mitgezählt wurden.¹⁾

Im Jahre 1974 wurden gemeinsam vom VDP und von der Wasser- und Abwasserforschungsstelle (WAF) am Institut für Papierfabrikation an der TH Darmstadt zwei weitere Umfragen durchgeführt, die "Gelegenheit (boten), zu einer aktuellen Übersicht über Frischwasserverbrauch bzw. Abwasseranfall und spez. Schmutzfracht (absetzbare Stoffe, BSB₅, CSB) zu gelangen."²⁾ Die erfaßten Werke repräsentieren etwa 80 % der westdeutschen Papierproduktion, aber nur etwa 35 % der Papierfabriken. "Nicht erfaßt sind jedoch überwiegend kleine Fabrikeinheiten, bei denen die Bestimmung der Wassermenge wie auch der Schmutzfrachten meßtechnisch auf nicht unerhebliche Probleme stößt."³⁾ Die wichtigsten Ergebnisse sind in Tab. 3.7 dargestellt. Von besonderem Interesse ist die Angabe eines Kleinst- und Größtwertes neben dem Mittelwert für jede Schadstoffart und jede Produktgruppe. Aus den zum Teil enormen Unterschieden zwischen den festgestellten Extremwerten läßt sich selbst bei Annahme einer erheblichen Inhomogenität zwischen den jeweils in einer Gruppe zusammengefaßten Betrieben noch auf teilweise beträchtliche Verbesserungsmöglichkeiten im Abwasserbereich schließen.⁴⁾

1) Vgl. Dalpke und Göttching (1974), S. 722.

2) Dalpke und Göttching (1974), S. 722.

3) Dalpke und Göttching (1974), S. 722.

4) Vgl. Dalpke und Göttching (1974), S. 723. Angaben über die erreichbaren Mindestniveaus von Frischwasserverbrauch und Schmutzfracht finden sich bei Brecht und Zippel (1963).

Tab. 3.6
ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN DER
DEUTSCHEN ZELLSTOFF- UND PAPIERINDUSTRIE

Erfassung nach den Sortenprogrammen	Be- triebe insg. (1)	AP- Ein- trag (2)	gestr. Pap. (3)	holz- halt. Pap. (4)	eig. Holz- schl. (5)	h'fr. und sonst. (6)	eig. Zell- stoff (7)
Beteiligung nach Betrieben *)	213	136	35	53	30	43	14
1) <u>Vollgeschl.Kreislauf</u>							
1. in Betrieb	16	12	-	1	3	1	-
2. im Bau	7	6	-	-	-	1	-
3. in der Planung	15	14	-	1	1	2	2
4. zukünftig vorgeseh.	39	26	6	14	7	11	2
2) <u>Abwasser geht in Ge- meindekanalisation</u>							
1. Gesamtes Abwasser	43	31	8	10	4	5	1
2. teilweise	36	23	4	8	2	10	3
3. zukünftig vorgeseh.	28	18	4	9	4	8	2
3) <u>Biologische Klär- anlage</u>							
1. in Betrieb	10	6	3	3	3	3	1
2. im Bau	3	2	1	2	1	-	-
3. in der Planung	10	6	5	7	7	-	1
4. zukünftig vorgeseh.	20	10	5	9	7	2	3
5. nach Ansicht der Firma nicht erforder- lich	170	112	21	32	13	38	11
4) <u>Mech.-chem. Kläranlage</u>							
1. in Betrieb	147	104	33	43	23	25	10
2. im Bau	8	5	1	1	-	2	1
3. in der Planung	11	5	1	1	3	1	1
4. zukünftig vorgeseh.	12	6	-	2	-	2	6
5) <u>Mechanische Kläranlage</u>							
1. in Betrieb	102	61	13	25	14	21	11
2. im Bau	3	1	-	-	-	1	1
3. in der Planung	1	-	-	-	-	1	-
4. zukünftig vorgeseh.	1	-	-	1	-	-	-
6) <u>Eindampf- und Ver- brennungsanlage</u>							
Anlage in Betrieb (nur Zellstofffabriken)	11	-	-	-	-	-	11
Anlage vorgesehen bzw. geplant	3	-	-	-	-	-	3

*) Die beteiligten 213 Werke repräsentieren 94 % der Gesamtproduktion an Papier und Pappe und 100 % der Zellstoff- und Holzschlifferezeugung.

Quelle: VDP (1974b), Anlage 1.

Tab. 3.7

SPEZIFISCHE WERTE FÜR ABWASSERANFALL UND SCHUTZFRACHT VON
PAPIERFABRIKEN NACH HAUPTPRODUKTARTEN

Produktart	Zahl der erfaßten Werke	Produktion 1973 in 1000 t	Spez. Abwasser- anfall in m/t		Spez. Fracht an absetzb. Stoffen		Spez. Fracht an BSB ₅ kg O ₂ /t		Spez. Fracht an CSB kg O ₂ /t	
			Ø	Min. Max.	Ø	Min. Max.	Ø	Min. Max.	Ø	Min. Max.
1 Holzfelle Papiere	22	815	74	27 400	900	0 27200	3.5	0.6 11.6	8.3	1.2 40.7
2 Holzhaltige Papiere	12	780	47	12 105	900	0 2350	5.9	1.3 10.0	12.3	1.0 20.5
3 Gestrichene Papiere	8	935	42	28 56	120	0 240	3.4	0.2 9.0	8.3	1.7 12.8
4 Zeitungsdruck- papier	2	435	24	23 25	8	3 23	6.2	4.9 9.2	13.5	10.8 20.0
5 Papier aus Altpapier	33	940	38	0 117	205	2 5023	5.9	0 14.2	12.4	0 34.2
6 Gestrichener Karton	5	420	37	20 61	150	0 985	5.4	1.0 10.9	15.2	2.3 36.4
7 Übriger Karton und Pappe	15	535	37	6 88	55	5 3340	2.2	0.3 4.2	6.2	1.2 14.9
8 Sonstige Sorten	9	165	169	4 820	1820	0 10000	17.3	0.1 48.8	47.4	1.2 222
1-8 Gesamt	106	5025	49	0 820	425	0 27200	5.0	0 58.8	11.8	0 222

Quelle: Dapke und Götsching (1974).

3.3.3 Wichtige Gesetzesbestimmungen im Bereich des Umweltschutzes

Seit einigen Jahren befindet sich in der Bundesrepublik Deutschland die Gesetzgebung auf dem Gebiet des Umweltschutzes in lebhafter Bewegung. Sichtbare Ergebnisse dieser legislativen Aktivitäten sind das Abfallbeseitigungsgesetz (AbfG) vom Juni 1972 und das im Januar 1974 verabschiedete Immissionsschutzgesetz, das die bisher zersplitterte Gesetzgebung auf dem Gebiet der Luftreinigung weitgehend vereinheitlicht.

Obwohl beide Gesetze gewisse Auswirkungen für die Zellstoff- und Papierindustrie haben, wird diese doch am empfindlichsten von der Abwassergesetzgebung betroffen. Auch hier sind neue gesetzgeberische Initiativen eingeleitet worden, die insbesondere durch den erheblichen Rückstand der Abwasserreinigung gegenüber den mit dem Wasserhaushaltsgesetz (WHG) von 1957 angestrebten Zielen veranlaßt worden sind. Als Gründe für dieses Vollzugsdefizit werden genannt

- o das weitgehende Fehlen eines Eigeninteresses der Abwassereinleiter an einer ausreichenden Abwasserreinigung als Folge des bisher vorwiegend auf Gebote und Verbote beschränkten rechtlichen Instrumentariums,¹⁾ sowie
- o administrative, lokalpolitische und interessenbeeinflusste Hindernisse,²⁾ deren Entstehen durch die im Bereich des Wasserrechts geltende Beschränkung der Kompetenz des Bundes auf die Rahmengesetzgebung begünstigt wird.

"In Anwendung des Verursacherprinzips, das im Umweltprogramm der Bundesregierung 1971 zur Grundlage der Umweltpolitik erhoben wurde, hat die

1) Vgl. Rincke, Irmer, Götsching und Dalpke (1975), S. 1.

2) Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1974), S. 60.

Bundesregierung deshalb dem Deutschen Bundestag am 18. Juni 1974 den

Entwurf eines Gesetzes über Abgaben für das Einleiten von Abwasser
in Gewässer (Abwasserabgabengesetz - AbwAG -)

zugeleitet.¹⁾ Dem geplanten Gesetz zufolge soll jedem Einleiter von Abwasser die Entrichtung einer Abwasserabgabe auferlegt werden, deren Höhe sich nach der Schädlichkeit des eingeleiteten Abwassers bemißt. Die Schädlichkeit S wird durch die Tagesfracht an Schadeinheiten SE ausgedrückt und soll nach folgender Formel²⁾ aus dem chemischen Sauerstoffbedarf (CSB), den Absetzbaren Stoffen (A) und der Giftigkeit (G_B , G_F) des Abwassers berechnet werden:

$$S = Q(0,45(A - A_o) + 0,55 \frac{CSB - CSB_o}{80} + 0,1 \frac{G_B + G_F}{2}) \quad (3.1)$$

Im einzelnen bedeuten:

- Q = Menge des eingeleiteten Abwassers (l/Tag)
- A = Gehalt an Absetzbaren Stoffen im Abwasser (ml/l)
- CSB = Gehalt an chemischem Sauerstoffbedarf (g/l)
- A_o = Abzugswert für Absetzbare Stoffe (0,1 ml/l)
- CSB_o = Abzugswert für chemischen Sauerstoffbedarf (15 mg/l)
- G_B 3) = Maß für Giftigkeit gegenüber Bakterien
- G_F 3) = Maß für Giftigkeit gegenüber Fischen

1) Rincke, Irmer, Götsching und Dalpke (1975), S. 1.

2) Die Berechnungsformel ist in Anhang 1 zu § 4 des Gesetzesentwurfs angegeben.

3) Der Beitrag einer eventuellen Giftigkeit des Abwassers zur Schädlichkeit S ist nach Meinung von Experten bei Papierfabrikabwässern vernachlässigbar gering und kann bei Zellstoffabwässern durch einen 3 %-igen Zuschlag zu den auf den CSB entfallenden Schadeinheiten ausreichend berücksichtigt werden. Vgl. Rincke, Irmer, Götsching und Dalpke (1975), S. 87.

Die alleinige Verwendung des CSB als Bewertungsparameter für die sauerstoffzehrenden Substanzen stellt eine völlige Abkehr von der bislang von den Abwasserbehörden vordringlich geforderten BSB₅-Reduzierung dar und benachteiligt alle jene Einleiter, die ihre Vermeidungsmaßnahmen entsprechend ausgerichtet haben.¹⁾ Um diese Benachteiligung zu mildern, soll nach § 36 des Regierungsentwurfs eine wesentliche Senkung der BSB₅-Belastung des Abwassers dadurch honoriert werden, daß "der Wert, der sich bei Anwendung der Formel für den CSB ergibt, bei einer BSB₅-Verminde-

von 40 - 75 %	um ein Viertel,
über 75 %	um die Hälfte

herabgesetzt"²⁾ wird. Die Gültigkeitsdauer dieser Regelung soll auf die ersten vier Jahre nach dem Inkrafttreten des Gesetzes beschränkt sein.

Von der Höhe der Abgabe soll ein starker Anreiz auf die Einleiter von Abwasser ausgehen, die Schadstoffbelastung des Abwassers durch Vermeidungs- oder Reinigungsmaßnahmen zu vermindern. Unter dieser Zielsetzung wird in § 18 des Entwurfs ein Abgabensatz von DM 25 pro SE und Jahr für die ersten vier Jahre und von DM 40 pro SE und Jahr für die Zeit danach vorgeschlagen.

Der Gesetzentwurf im allgemeinen und die Bewertungsformel sowie die Abgabensätze im besonderen sind Gegenstand weitreichender Diskussionen, die bereits zu zahlreichen, je nach Interessenlage sehr unterschiedlichen "Verbesserungsvorschlägen" geführt haben. Ein illustratives Beispiel für die extreme Divergenz der Meinungen bietet ein Vergleich der vom Verein

1) Vgl. Rincke, Irmer, Götsching und Dalpke (1975), S. 168; VDP (1974b), Anlage 3, S. 5.

2) Rincke, Irmer, Götsching und Dalpke (1975), S. 168.

deutscher Papierfabriken (VDP) geäußerten Änderungswünsche mit der Stellungnahme des Rats von Sachverständigen für Umweltfragen. Während der VDP¹⁾ fordert, den anfänglichen Abgabensatz auf 10,- DM/SE.a²⁾ zu senken, moniert der Sachverständigenrat, "daß die bisher diskutierten Abgabenhöhen von 25,- und 40,- DM/SE.a für die im Umweltprogramm vorgesehene Gewässersanierung keinen ausreichenden Anreiz geben."³⁾ Allerdings befürworten die Sachverständigen, den Abgabensatz in fünf jährlichen Stufen von DM 8,-/SE.a auf DM 40,-/SE.a ansteigen zu lassen, um nicht durch eine zu hohe Anfangsbelastung die finanziellen Voraussetzungen für die Durchführung von Vermeidungsmaßnahmen zu zerstören.⁴⁾

Die Zellstoff- und Papierindustrie gehört unzweifelhaft zu den Branchen, die von dem geplanten Abwasserabgabengesetz, unbeschadet seiner endgültigen Ausgestaltung, am stärksten betroffen, vielleicht sogar dadurch in ihrer Existenz gefährdet sind. Dieser Umstand bietet hinreichenden Anlaß, die Abwasserabgabe zu einem Hauptthema der beabsichtigten Modellauswertungen zu machen und die ökologischen und ökonomischen Konsequenzen einer Reihe von Konkretisierungsvarianten des Gesetzes zu untersuchen.

1) Vgl. VDP (1974b), Anlage 3, S. 3 f.

2) SE.a = SE pro Jahr.

3) Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1974), S. 62.

4) Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1974), S. 62.

4. MODELLENTWICKLUNG

4.1 Grundlegende Strukturierungsprobleme

Im vorliegenden Kapitel sollen die in Kapitel 3 beschriebenen Produktions- und Umweltverhältnisse der Zellstoff- und Papierindustrie in einem quantitativen Modell erfaßt werden. Die geplante Modellstruktur sollte insbesondere zur Bewältigung folgender Problemkomplexe beitragen:¹⁾

- (1) für den einzelnen Zellstoff- und Papierbetrieb: Kostenoptimale Gestaltung der betrieblichen Umweltschutzpolitik.
- (2) für öffentliche Entscheidungsträger:
 - (2.1) Untersuchung der Wirkungen staatlicher Umweltschutzmaßnahmen auf die Zellstoff- und Papierindustrie.
 - (2.2) Beitrag zu einer quantitativen Wirkungsanalyse von Umweltschutzgesetzen auf regionaler und volkswirtschaftlicher Ebene (nach Einbeziehung des Branchenmodells in ein umfassenderes Modell).

Mit dem von Russell vorgeschlagenen linearen Prozeßmodell²⁾ steht uns bereits ein wertvolles Grundkonzept für die beabsichtigte Modellkonstruktion zur Verfügung. Nichtsdestoweniger erfordert die Operationalisierung dieses Konzepts für die Zellstoff- und Papierindustrie die Lösung zahlreicher, z.T. sehr schwieriger Strukturierungs- und Formulierungsprobleme. Hierzu gehören neben dem angesichts der zu erwartenden Modellgröße besonders starken Zwang zu einer ökonomischen Modellgestaltung vor allem die Schwierigkeiten, die sich aus der Einbeziehung von Nichtlinearitäten und von logischen Abhängigkeiten in die lineare Modellstruktur ergeben. Wir werden hierauf im Laufe der Modellentwicklung noch näher eingehen.

1) Vgl. hierzu unsere Ausführungen in Abschnitt 2.1.

2) Vgl. die ausführliche Darstellung des Modellkonzepts in Abschnitt 2.2.

Weitere Schwierigkeiten struktureller Art resultieren aus den spezifischen Gegebenheiten unseres Falles. So erweist sich die Konstruktion eines die gesamte Zellstoff- und Papierbranche umfassenden Modells angesichts ihrer heterogenen Zusammensetzung aus mehreren völlig verschiedenen Betriebs- bzw. Aktivitätstypen als nicht realisierbar. Wir müssen uns statt dessen mit der Modellierung von Teilkomplexen bescheiden, aus denen ggfs. in einem weiteren Schritt ein Branchenmodell zusammengesetzt werden könnte. Unter Berücksichtigung aller Branchenaktivitäten mit wesentlichen und beeinflussbaren Umweltwirkungen¹⁾ und gleichzeitiger Beschränkung auf diese lassen sich folgende drei, einer quantitativen Modellierung zugänglichen Teilgebiete isolieren:²⁾

- (1) Zellstofferzeugung
- (2) Wasserhaushalt und Abwasserreinigung in Papierfabriken
- (3) Erfassung und Wiedereinsatz von Altpapier.

Die von uns gewählte Einteilung erweist sich, wie sich noch zeigen wird, auch unter dem Gesichtspunkt der Datenverfügbarkeit und -qualität als zweckmäßig. Damit ist ein weiterer kritischer Punkt angesprochen, der die konkrete Ausgestaltung der Teilmodelle stark beeinflusst.

Betrachten wir nun unsere Teilkomplexe im folgenden eingehender:

Zu (1): Die Zellstofferzeugung erweist sich bei näherer Betrachtung als relativ homogener Produktionskomplex: die Variationsbreite beim Rohstoffeinsatz (einige Holzsorten), bei der Produktionstechnologie (in der Bundesrepublik nur Varianten des Sulfitaufschlusses) und beim erzeugten Produkt (verschiedene Zellstoffsorten) ist gering. Diese Homogenität erlaubt die Konstruktion eines trotz Detailliertheit weitgehend repräsentativen Betriebs-

-
- 1) Zu den Aktivitäten mit kaum beeinflussbaren Umweltwirkungen rechnen wir Papierverarbeitung und -verwendung.
 - 2) Vgl. hierzu Fig. 3.1 und die dazu gemachten Ausführungen.

modells. Die Dominanz technisch-physikalischer Zusammenhänge sichert darüber hinaus eine Modellstruktur von hoher Stabilität und Gültigkeit. Aus dem gleichen Grunde können auch die für das Modell benötigten Daten in den meisten Fällen mit großer Verlässlichkeit beschafft werden.

Zu (2): Im Bereich der Papierherstellung ist die Vielfalt der Erzeugnisse, der Produktionsverfahren und der Einsatzstoffe erheblich größer als bei der Zellstofferzeugung. Dies gilt auch für das Verhältnis der Papierfabriken untereinander. Erforderlich ist deshalb die Konstruktion mehrerer Modellvarianten, von denen jede für eine relativ homogene Gruppe von Papierfabriken repräsentativ ist. Eine geeignete Klassifizierung der Papierfabriken muß sich am jeweiligen Modellierungsziel orientieren. Zur beabsichtigten Konstruktion von Modellen des Wasserhaushalts und der Abwasserreinigung erscheint eine Zusammenfassung jeweils solcher Fabriken zweckmäßig, deren spezifische Wasserverbräuche und Schmutzfrachten sich in der gleichen Größenordnung bewegen. Als Indikator hierfür bietet sich die Hauptproduktart einer Fabrik an.¹⁾ Knappheit und Aggregationsgrad des verfügbaren Datenmaterials²⁾ bestimmen z.T. den Abstraktionsgrad und die Aussagekraft der Modelle.

Zu (3): Anfall und Wiedereinsatz von Altpapier lassen sich formal als zwei Transformationsprozesse (Neupapier zu Altpapier, Altpapier wieder zu Neupapier) interpretieren, die durch die Sammlungs- und Transportaktivitäten der Altpapierfassung miteinander verbunden sind.³⁾ Hinter diesem einfachen Grobkonzept verbirgt sich jedoch eine äußerst umfangreiche und feingegliederte Prozeßstruktur. Das System enthält als Elemente u. a. alle Alt-

1) Vgl. Dalpke und Götsching (1974), S. 722.

2) Vorhanden sind nur Durchschnittswerte für Abwasser- und Schadstoffanfall, teils globale, teils detaillierte Angaben für Vermeidungs- und Reinigungsmaßnahmen.

3) Vgl. hierzu Abb. 3.1.

und Neupapiersorten (diese als Ursprungssorten sowie als Wiedereinsatzmöglichkeiten des Altpapiers), alle Anfallstellen mit ihren unterschiedlichen Standorten und Anfallmengen, alle Altpapierbetriebe und alle Papierfabriken. Angesichts dieses Umfangs erfordert jede Modellierung des Systems schon aus rein technischen Gründen eine mehr oder weniger starke Aggregierung. Wir beabsichtigen die Konstruktion eines allgemeinen Strukturmodells, dessen Detailgrad erst bei einer geplanten Anwendung nach Bedarf bzw. nach den verfügbaren Daten festgelegt wird. Da derzeit noch wichtige Daten fehlen, kann die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführte Modellkonkretisierung nur als demonstrativer Versuch gewertet und allenfalls eine tendenzielle Aussagekraft der Ergebnisse behauptet werden.

Insgesamt zeigt unsere bisherige Diskussion, daß sich unsere Teilmodelle in ihrer derzeitigen möglichen Form, bedingt durch die von Fall zu Fall verschiedene Datenverfügbarkeit und Strukturierungsproblematik, im Abstraktionsgrad wesentlich voneinander unterscheiden. Eine Zusammenfassung der Teilmodelle zu einem Gesamtmodell der Branche muß deshalb einer späteren Arbeit vorbehalten bleiben.

4.2 Teilmodell I: Zellstoffherstellung

4.2.1 Wichtige Modellannahmen

Angesichts der strukturellen Homogenität der Zellstoffindustrie erscheint es für unsere Problemstellung hinreichend, die Branche durch ein repräsentatives Strukturmodell einer Zellstofffabrik zu beschreiben. Wir werden jedoch zwei inhaltlich verschiedene Varianten des Modells bilden, von denen das erste eine Papierzellstofffabrik, das zweite eine Kunstfaserzellstofffabrik zum Gegenstand haben soll.

Um die Zahl der Alternativen im Modell sinnvoll zu beschränken, wollen wir zunächst einige Variablen, die keine für die vorgesehenen Auswertungen relevanten Entscheidungstatbestände darstellen, vorab festlegen. Die von uns getroffenen Annahmen sind keineswegs genereller Natur und können bei geänderter Problemstellung jederzeit aufgehoben oder verändert werden. Sie beziehen sich im einzelnen

- (1) auf den anfänglichen Ausbaugrad der Zellstofffabrik,
- (2) auf die hergestellten Zellstoffqualitäten sowie die eingesetzten Holzarten und
- (3) auf die zugrundegelegte Betriebsgröße.

Zu (1): Bezüglich des Ausbaugrades der Zellstofffabriken stehen grundsätzlich zwei Möglichkeiten zur Wahl. Wir können entweder von einem neu zu errichtenden Werk oder von einer bereits existierenden Fabrik ausgehen, wobei es im zweiten Fall noch einer Spezifizierung der vorhandenen Anlagen- und Prozeßstruktur bedarf. Unserer Fragestellung¹⁾ entspricht der Ausbaugrad einer bestehenden Fabrik, die anfänglich nur über die elementaren Produktionsanlagen für den Kalziumaufschluß verfügt. Dabei unterstellen wir, daß diese Anlagenteile bei einem eventuellen Übergang zum Magnesiumverfahren unverändert weiterverwendet werden können.

Zu (2): Die Qualität des hergestellten Zellstoffs sowie die eingesetzte Holzart sind für den Residuenanfall von erheblicher Bedeutung, werden jedoch in der Regel eher durch äußere Umstände (Anforderungen der Abnehmer, am Fabrikstandort verfügbare Holzsorten usw.) als durch betriebliche Willensentscheidungen bestimmt. Unserem Modell legen wir daher folgende Annahmen zugrunde:

-
- 1) Das Modell soll dazu dienen, Aussagen über das Anpassungsverhalten bestehender Fabriken an staatliche Regelungen im Bereich des Umweltschutzes zu machen.

- o bezüglich der Holzart: Zur Herstellung von Papierzellstoff wird ausschließlich Fichtenholz, zur Herstellung von Kunstfaserzellstoff ausschließlich Buchenholz eingesetzt.
- o bezüglich der Zellstoffqualität: Papierzellstoff wird bis zu einer Kappazahl¹⁾ von ca. 25, Kunstfaserzellstoff bis zu einer Kappazahl von ca. 15 aufgeschlossen. Die Auswirkungen unterschiedlicher Weißegradanforderungen an Papierzellstoff auf den Schadstoffanfall sollen anhand von drei verschiedenen intensiven Bleichprozessen untersucht werden. Dagegen betrachten wir bei Kunstfaserzellstoff nur eine einzige Bleichintensität. Des weiteren unterstellen wir, daß nach Durchführung der Bleiche kein Qualitätsunterschied zwischen Magnesium- und Kalziumzellstoff besteht.

Zu (3): Unter Berücksichtigung der gegenwärtigen Kapazitäten der Zellstoffwerke in der Bundesrepublik²⁾ legen wir bei der Modellierung eine einheitliche Betriebsgröße von 100 t/Tag für Kunstfaserzellstofffabriken bzw. von 250 t/Tag für Papierzellstoffwerke zugrunde. Mit der Betriebsgröße können auch die Kapital- und der Großteil der Betriebskosten der elementaren Produktionsprozesse näherungsweise als konstant angesehen werden, so daß wir im Modell auf die Angabe konkreter Zahlenwerte verzichten können, die ohnehin kaum zu beschaffen wären.

-
- 1) Die Kappazahl ist eine wichtige Kennzahl des Zellstoffaufschlusses. Sie drückt den Grad der "Delignifizierung" (d.h. des Ligninabbaus) des Zellstoffs aus und ergibt sich aus dem Permanganatverbrauch des Zellstoffs. Vgl. Swedish Steam Users' Association (1974), S. 122.
 - 2) Eine Übersicht hierzu findet sich bei Ploetz (1974b), S. V54, sowie bei Rincke, Irmer, Götsching und Dalpke (1975), S. 30.

4.2.2 Produktionsprozesse und Produktionsbedingungen

Die wesentlichen Elemente des Produktionsteils einer Zellstofffabrik sind in Fig. 4.1 zu Komplex A zusammengefaßt. Die dort identifizierten Produktionsstufen können für die gesamte Zellstoffindustrie als repräsentativ angesehen werden, wenngleich sich in bezug auf die Art und Ausstattung der Prozesse z. T. erhebliche Unterschiede zwischen einzelnen Werken feststellen lassen. Im Modell werden hierfür, sofern notwendig, Annahmen getroffen, die, ohne eine unmittelbare Entsprechung in der Realität zu haben, zumindest als typisch angesehen werden können.

Die für die Modellformulierung erforderliche quantitative Beschreibung der einzelnen Prozesse, die wir der Übersichtlichkeit halber zu den drei Gruppen

(1) Holzvorbereitung,

(2) Aufschlußprozeß und

(3) Zellstoffwäsche, -sortierung und -bleiche

zusammenfassen, erfolgt durch Angabe der jeweiligen Prozeßinputs und -outputs sowie der jeweils entscheidungsabhängigen Kosten.

Zu (1): Der einfacheren Darstellung im Modell wegen drücken wir die Holzentrindung und die Hackschnitzelherstellung durch einen einzigen Prozeß, die Holzvorbereitung, aus. Die Inputs dieses Prozesses sind unentrindetes Holz und elektrische Energie, die Outputs Hackschnitzel und Entrindungsabfälle. Der Strombedarf für Entrinden und Hacken zusammen beträgt ca. 95 kWh/t unentrindetes Holz.¹⁾ Die Entrindungsabgänge belaufen sich bei dem von den bundesdeutschen Zellstofffabriken ausschließlich eingesetzten Trockenentrindungsverfahren auf etwa 14 % des eingebrachten Holzes,²⁾ die

1) Nach Information PWA (1975).

2) Vgl. Lengyel und Morvay (1973), S. 37.

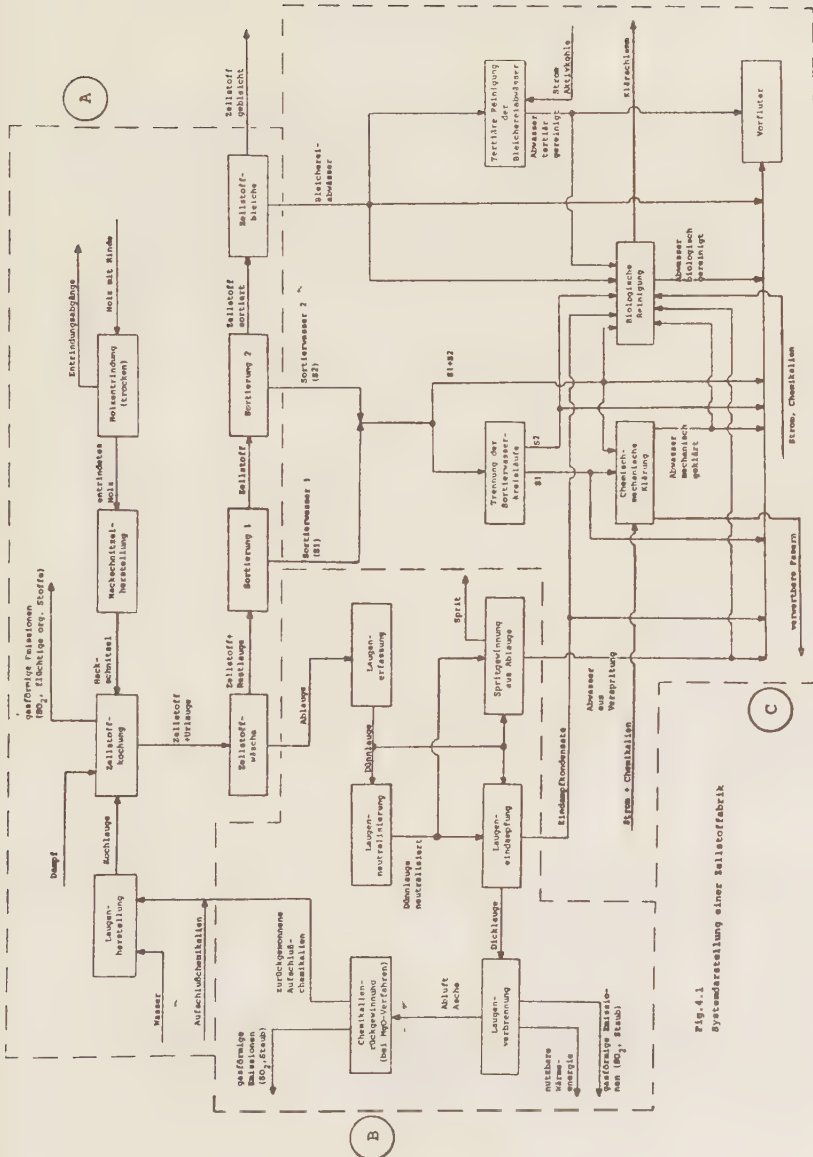


Fig. 4.1
Systemdarstellung einer Sellestofffabrik

Hackschnitzelausbeute beträgt demnach 86 %. Wir unterstellen, daß die Entrindungsabgänge zu einem Kostensatz von 10 DM/t auf Deponie gefahren werden.

Zu (2): Zum Zwecke des Zellstoffaufschlusses werden Hackschnitzel und Kochflüssigkeit (Kochlauge, -säure) in den Kocher eingebracht und bis zum Erreichen des gewünschten Aufschlußgrades unter Druck gekocht. Die Kochflüssigkeit ist durch die Zusammensetzung und die Konzentration der in ihr enthaltenen Aufschlußchemikalien (SO_2 sowie CaO bzw. MgO als Base) gekennzeichnet. Von Bedeutung ist darüber hinaus noch das Flottenverhältnis (Hydromodul), das die spezifische Menge an Kochflüssigkeit je t Hackschnitzel angibt. Das Flottenverhältnis muß ausreichend groß sein, damit die Hackschnitzel im Kocher vollständig mit Kochflüssigkeit bedeckt sind.

Aus der Kombination von Aufschlußverfahren (Magnesium-, Kalziumprozeß) und Zellstoffart bzw. Holzsorte (Fichtenpapier- und Buchenkunstfaserzellstoff) ergeben sich vier in das Modell aufzunehmende Varianten des Zellstoffaufschlusses, die durch die Zahlenangaben in Tab. 4.1 beschrieben werden. In den beiden ersten Spalten der Tabelle sind die spezifischen Einsatzmengen an Aufschlußchemikalien,¹⁾ Dampf und elektrischen Strom je t Holz sowie der Hydromodul für die beiden technischen Aufschlußvarianten aufgeführt.²⁾ Unter Zugrundelegung der jeweiligen Ausbeutezahlen lassen sich hieraus die in den restlichen Spalten der Tabelle enthaltenen Einsatzmengen je t Zellstoff berechnen.

Die von uns angenommenen Ausbeutezahlen basieren auf Angaben aus der Literatur.³⁾ Aufgrund des vollständigeren Aufschlusses beim Magnesiumver-

1) Unter Berücksichtigung der Chemikaliensparnis durch Laugenabzug.

2) Für Papier- und Kunstfaserzellstoff wird jeweils die gleiche Eintragszusammensetzung (je t Holz) angenommen.

3) Den Ausbeutezahlen für Papierzellstoff liegen Angaben von Virkola,

Tab. 4.1
MODELLEDATEN FÜR KOCHEREINTRAG UND
-AUSTRAG BEI DER ZELLSTOFFHERSTELLUNG

Zellstoffsorte	Mengen-	Eintrag		Eintrag/Austrag je t Zellstoff			
	einheit	je t Holz		Papier		Kunstfaser	
Aufschlußart	-	Ca	Mg	Ca	Mg	Ca	Mg
Ausbeute	%	-	-	48.3	50.6	42.5	43.5
Kappazahl	-	-	-	23.2	26.6	15	15
<u>Inputs:</u>							
Holz	t	1	1	2.07	1.98	2.44	2.38
SO ₂	t	0.06	0.07	0.124	0.138	0.146	0.167
CaO	t	0.075	-	0.155	-	0.183	-
MgO	t	-	0.04	-	0.079	-	0.095
Wasser ¹⁾	m ³	3.5	3.5	7.25	6.90	8.54	8.33
Dampf ²⁾	Gcal			3.50	3.40	5.1	5.0
Strom ³⁾	kWh			600	600	600	600
<u>Outputs:</u>							
Zellstoff	t			1.0	1.0	1.0	1.0
Ablauge							
Wasser	m ³			7.25	6.90	8.54	8.33
ATS 4)	t			1.26	1.11	1.66	1.54
SO ₂	t			0.118	0.131	0.139	0.159
CaO	t			0.155	-	0.183	-
MgO	t			-	0.079	-	0.095
OTS 4)	t			0.987	0.900	1.342	1.285
gasförmige							
Abgänge							
SO ₂	t			0.006	0.007	0.007	0.008
flüchtige							
organische							
Substanzen	t			0.083	0.080	0.098	0.095

1) Darin enthalten 0.5 m³ Wasser aus Holzfeuchtigkeit.

2) Gesamtverbrauch der Zellstoffherstellung ohne Eindampfanlage.

3) Gesamtverbrauch der Zellstoffherstellung ohne Holzvorbereitung, Laugenerfassung, -eindampfung und -verbrennung.

4) ATS = Ablagentrockensubstanz, OTS = organische Ablagentrockensubstanz.

fahren ergeben sich hierfür jeweils etwas höhere Ausbeutezahlen als beim Kalziumprozeß.¹⁾ Die verfahrensbedingte Ausbeutedifferenz ist beim Aufschluß von Buche etwas geringer als bei der Zellstoffherstellung aus Fichtenholz.²⁾

Die Zusammensetzung des Kocheraustrags ergibt sich unmittelbar aus dem Kochereintrag. Zu berücksichtigen sind hierbei gasförmige Emissionen, die beim Laugenabzug und beim Entleeren des Kochers entstehen. Dabei entweichen ca. 5 % des in der Kochlauge enthaltenen SO_2 sowie etwa 4 % des Holzeintrags in Form flüchtiger organischer Substanzen.³⁾

Der BSB_5 - und der CSB-Gehalt von Zellstoffabläugen hängt in erster Linie von der Menge der organischen Trockensubstanz (OTS) in der Ablauge, in geringerem Umfang auch von der eingesetzten Holzsorte, dem Aufschlußverfahren, der Chemikalienzusammensetzung usw. ab. Unter Vernachlässigung aller übrigen Einflußgrößen unterscheiden wir zunächst nach der verarbeiteten Holzsorte und unterstellen im übrigen eine lineare Abhängigkeit der BSB_5 - und CSB-Last von der OTS-Menge in der Lauge. Die Basiswerte für die Umrechnung (BSB_5 und CSB je t OTS) orientieren sich an Angaben von Scherler.⁴⁾ Sie sind zusammen mit den daraus berechneten Werten je t Zellstoff in Tab. 4.2 enthalten.

Järvelä und Vartainen zugrunde, die jedoch, da es sich um Laborkochungen handelte, um jeweils 8 % reduziert werden. Vgl. Virkola, Järvelä und Vartainen (1963), S. 457. Die entsprechenden Werte für Buchenkunstfaserzellstoff orientieren sich an Angaben einer Zellstofffabrik. Vgl. Information PWA (1975).

1) Vgl. Walzel-Wiesentreu (1971), S. 50.

2) Vgl. Hornke (1965), S. 689.

3) Vgl. Nepenin (1960), S. 417.

4) Vgl. Scherler (1972b), S. 641 f.

Tab. 4.2

BSB₅- UND CSB-FRACHTEN AUS ZELLSTOFFHERSTELLUNG

Holzart	Fichte			Buche		
Bezugsbasis	t OTS	t Zellstoff Mg	t Zellstoff Ca	t OTS	t Zellstoff Mg	t Zellstoff Ca
kg BSB ₅	280	252	276	300	386	403
kg CSB	1300	1171	1283	1250	1606	1678

Zu (3): Zweck der Zellstoffwäsche ist es, die an den Zellstoffasern haftenden gelösten Ablauginhaltsstoffe möglichst vollständig zu entfernen. Der Waschprozeß kann mit einer Ablaugenerfassung gekoppelt werden. In der Anfangsausrüstung unserer hypothetischen Zellstoffabrik sind jedoch die dafür notwendigen Einrichtungen nicht vorgesehen. Wird keine Ablaugenerfassung durchgeführt, so kommt dem Waschprozeß nur geringe Bedeutung zu.¹⁾

An die Zellstoffwäsche schließt sich die Sortierung an, die dazu dient, Splitter, grobe Fasern und andere Ungehörigkeiten aus dem Zellstoff zu entfernen. In unserem Modell sind hierfür zwei Stufen S1 und S2 unterschieden, die als Grob- bzw. Feinsortierung interpretiert werden können. Sofern gebleichter Zellstoff hergestellt werden soll, wird der sortierte Stoff sodann, den angestrebten Weiße- oder (bei Kunstfaserzellstoff) Reinheitsgraden entsprechend, einem mehr oder weniger intensiven Bleichprozeß unterzogen. Die anschließende Entwässerung des Zellstoffs betrachten wir als letzte relevante Prozeßstufe.

Wasserverbrauch und Abwasseranfall der Zellstoffherstellung resultieren

1) Vgl. Lengyel und Morvay (1973), S. 195.

im wesentlichen aus diesen an die Kochung anschließenden Prozessen. Da die spezifischen Abwassermengen von Betrieb zu Betrieb erheblichen Schwankungen unterliegen, ¹⁾ wurden die in Tab. 4.3 enthaltenen Schätzwerte verwendet, die sich an dem für die bundesdeutschen Zellstoffwerke ermittelten Durchschnittswert von 226 m³ Abwasser je t Zellstoff orientieren. ²⁾

Tab. 4.3

ANFALL VON ZELLSTOFFABWÄSSERN NACH TEILPROZESSEN

Prozeßstufe	Sortie- rung 1	Sortie- rung 2	Bleiche	Ent- wässerung
Abwasser- menge m ³ /t	60	40	100	20

In Hinblick auf die Verfahren der Abwasserreinigung nehmen wir an, daß im Abwasser der Sortierstufe 1 rund 85 %, im Abwasser der Sortierstufe 2 entsprechend rund 15 % der bei der Zellstoffwäsche nicht erfaßten Ablauge enthalten sind. ³⁾ Für den Fall, daß keine Ablauge erfaßt wird, stellen wir uns Washstufe und Sortierstufe 1 als eine Einheit vor. Das Abwasser der beiden Sortierstufen enthalte je t Zellstoff 5 bzw. 25 kg Absetzbare Stoffe (ASto), die sich in der Hauptsache aus Kurzfasern zusammensetzen. Unter Berücksichtigung anderer ausgesonderter Stoffe nehmen wir einen Sortierverlust von 4 % bezogen auf den sortierten Stoff an.

Ein weiterer Ausbeuteverlust wird durch die Zellstoffbleiche hervorgerufen, die darüber hinaus auch zur Entstehung erheblicher BSB₅- und CSB-Lasten in den Bleichereiabwässern führt. Maßgebend für Bleichverlust und Schad-

1) Vgl. Brecht und Velinsky (1969).

2) Vgl. Rincke, Irmer, Götsching und Dalpke (1975), S. 47 f.

3) Ein ähnliches Aufteilungsverhältnis legt offenbar auch Fleckseder seinen Berechnungen zugrunde. Vgl. Fleckseder (1973), S. 143 ff.

stoffanfall sind der (vom Aufschlußgrad abhängige) Ligningehalt des ungebleichten Zellstoffs einerseits sowie die an den gebleichten Zellstoff gestellten Weiße- bzw. Reinheitsanforderungen andererseits. Koeffizienten für die BSB_5 - und die CSB-Belastung des Bleichereiabwassers je % Lignin im ungebleichten Zellstoff können wir für alle drei von uns unterschiedenen Weißgrade von Papierzellstoff einer Arbeit von Scherler¹⁾ entnehmen. Der Ligningehalt von ungebleichtem Zellstoff läßt sich leicht aus der jeweiligen Kappazahl ermitteln, indem man diese mit 0,15 multipliziert.²⁾ Der BSB_5 - bzw. CSB-Anfall je t Zellstoff aus der Bleicherei ergibt sich nun als Produkt aus Ligningehalt und entsprechendem Schadstoffkoeffizienten. Mangels ähnlicher Angaben für Buchenkunstfaserzellstoff verwenden wir hierfür sowie auch für die Bleichverluste aller Zellstoffarten Angaben eines Zellstoffherstellers, die zusammen mit den errechneten Werten (s. o.) in Tab. 4.3 zusammengefaßt sind.³⁾

Wenden wir uns nun abschließend dem Problem der Kosten der Zellstoffherstellung zu. Wie in Abschnitt 4.2.1 ausgeführt, nehmen wir die elementaren Produktionsanlagen als bereits vorhanden und die jeweilige Produktionsmenge als extern vorgegeben an. Damit können wir alle mit diesen Anlagenteilen verbundenen Kapital- und Betriebskosten als entscheidungsunabhängig betrachten und brauchen sie demnach nicht in Ansatz zu bringen.⁴⁾

1) Vgl. Scherler (1972a), S. 525.

2) Da sich die Kappazahl aus dem Ligningehalt des Zellstoffs ergibt, können wir sie umgekehrt auch dazu benutzen, diesen zu berechnen.

3) Vgl. Information PWA (1975).

4) Damit entfällt zwar die Möglichkeit, die Kosten des Umweltschutzes als Prozentsatz der Gesamtkosten auszudrücken. Ersatzweise beziehen wir jedoch die zusätzlichen Kosten je t Zellstoff auf den Marktpreis, der angesichts des starken Konkurrenzdrucks eine gute Näherung für den fehlenden Kostenwert darstellen dürfte.

Tab. 4.4

BSB₅- UND CSB-BELASTUNG DER BLEICHEREIABWÄSSER
(in kg/t Zellstoff)

Basisangaben		Papierzellstoff				Kunstfaser- zellstoff				
Aufschlußart		-		Kalzium	Magnesium	Kalzium Magnesium				
Kappazahl		-		23.2	26.6	15				
Ligningehalt %		1		3.5	4.0	2.25				
Schadstoff		BSB ₅	CSB	BSB ₅	CSB	BSB ₅	CSB			
Holz- art	Weiße- grad verlust % 1)									
Fichte	87	5	3.2	27.5	11.2	96	12.8	110	-	-
Fichte	90	6	4.7	30.5	16.5	107	18.8	122	-	-
Fichte	92	7	4.8	31.5	16.8	110	19.2	126	-	-
Buche	-	8	-	-	-	-	-	-	40	196

Quelle: Zahlenangaben für Fichtenpapierzellstoff nach Scherler (1972a),
S. 525, für Buchenkunstfaserzellstoff und Bleichverluste nach
Information PWA (1975).

1) Weißegrad: Elrepho F6. Vgl. Scherler (1972a), S. 525.

Entscheidungsabhängig sind dagegen die Kosten für die verwendeten Einsatzstoffe. Da wir die Verbrauchsmengen mit Hilfe der bei den einzelnen Prozessen angegebenen Inputkoeffizienten explizit erfassen, ist es an dieser Stelle nur erforderlich, die Preise der Einsatzstoffe anzugeben. Sie sind in Tab. 4.5 enthalten.

Tab. 4.5
KOSTENPREISE FÜR EINSATZSTOFFE ZUR ZELLSTOFF-
HERSTELLUNG

Einsatzstoff	Mengeneinheit	Preis (DM/ME)
Fichtenholz ¹⁾	rm	25,-
(Sägerestholz)	t	90,-
Buchenholz ¹⁾	rm	34,-
	t	80,-
Dampf ²⁾	Gcal	23,-
Strom	1000 kWh	72,-
SO ₂	t	180,-
CaO	t	32,-
MgO	t	320,-

1) Handelseinheit und Preisbasis für Faserholz ist der sogenannte Raummeter (rm), d. h. das Volumen des geschichteten Holzes einschließlich von Zwischenräumen. Der Umrechnung auf Festmeter (fm), also auf das Volumen der reinen Holzmasse, legen wir die Relation $1 \text{ rm} \approx 0,7 \text{ fm}$ zugrunde. Der Preis je t Holz (atro) läßt sich dann mit Hilfe der jeweiligen Wichte zahlen ohne Schwierigkeit ermitteln (Fichtenholz $\approx 0,4$; Buchenholz $\approx 0,6$; vgl. Nepenin (1960).

2) Gcal = Gigakalorie = 1 Mio kcal. 1 Gcal entspricht ungefähr 1,5 t Normaldampf. Der angegebene Preis basiert auf einem Ölpreis von 230,- DM/t.

4.2.3 Prozesse der Residuenvermeidung

Die im Modell berücksichtigten internen Maßnahmen zur Verringerung des Residuenanfalls sind in Fig. 4.1 als Komplex B gekennzeichnet. Sie beinhalten im wesentlichen Alternativen im Bereich der Laugenerfassung und Laugenverbrennung. Damit ist die Menge der denkbaren Vermeidungsprozesse zwar noch keineswegs ausgeschöpft, doch können die meisten der unberücksichtigt gebliebenen Maßnahmen entweder als von vornherein unwirtschaftlich, als nicht effizient genug oder als noch nicht anwendungsreif eingestuft werden.¹⁾

Die von uns in Betracht gezogenen Maßnahmen zur Verringerung des Schadstoffanfalls gliedern sich in folgende vier Kategorien:

- (1) Übergang von Kalzium- zum Magnesiumaufschluß
- (2) Einführung bzw. Intensivierung der Ablaugenerfassung
- (3) Neutralisierung der erfaßten Ablauge vor dem Eindampfen
- (4) Alternativen der Ablaugenverwertung.

Im folgenden werden wir zunächst die technischen Aspekte der genannten Alternativen und ihrer Varianten darstellen und uns anschließend mit der Ermittlung der bei ihrer Realisierung entstehenden Kosten befassen.

Zu (1): Die Umstellung des Aufschlußprozesses vom Kalzium- auf das Magnesiumverfahren stellt die dominierende unter den oben angeführten Maßnahmen dar. Dabei sind es angesichts der zunehmend strengeren Umweltschutzbestimmungen nicht die unmittelbaren,²⁾ sondern die mittelbaren Wir-

1) Letzteres gilt z.B. für den schwefelfreien Holzaufschluß bzw. für die Sauerstoffbleiche Vgl. v.d. Emde, Fleckseder, Huber und Viehl (1973), S.

2) Es handelt sich dabei um die in Abschnitt 4.2.2 erwähnte Erhöhung der Ausbeute sowie um eine u.U. mögliche Verkürzung der Kochdauer, was einer Erhöhung der Kocherkapazität entspricht. Vgl. hierzu v.d. Emde, Fleckseder, Huber und Viehl (1973), S. 4-67.

kungen, die für die aktuelle Bedeutung dieser Alternative verantwortlich sind: Die Vorteilhaftigkeit der Alternativen aus (2), (3) und (4) wird durch den Magnesiumaufschluß erheblich verbessert oder überhaupt erst hergestellt.

Wie in Abschnitt 4.1.1 ausgeführt, gehen wir davon aus, daß im Falle eines Verfahrenswechsels keinerlei Veränderungen an den elementaren Produktionseinrichtungen vorgenommen werden müssen. Erforderlich ist lediglich der Bau einer für das neue Verfahren geeigneten Säurebereitungsanlage. Da beim Magnesiumverfahren der teuren Aufschlußchemikalien wegen immer eine mehr oder weniger intensive Chemikalienrückgewinnung praktiziert wird, die in einer gemeinsamen Anlage mit der Frischsäureherstellung erfolgt, fassen wir beide Prozesse zu einem einzigen Prozeß zusammen, auf den wir in Punkt (4) näher eingehen werden.

Zu (2): Aus Menge und Schmutzfracht der Zellstoffablauge ergibt sich zwingend die Erfassung der Ablaugetrockensubstanz als erster Schritt aller abwasserverbessernden Maßnahmen.¹⁾ Da die Ablauge zum größten Teil an, zwischen und in den Fasern haftet,²⁾ läßt sie sich nicht ohne weiteres hochgradig erfassen. Dies setzt vielmehr die Durchführung eines Waschvorganges voraus, als dessen Konsequenz sich eine Verdünnung der erfaßten Ablauge durch das zur Wäsche verwendete Wasser ergibt. Die Verdünnung ist bei gegebenem Verfahren naheliegenderweise um so höher, je höher der gewünschte Erfassungsgrad angesetzt wird. "Jede Verwertung (der Ablauge, A. d. V.), die heutzutage unbedingt mit einem Eindampfen Hand in Hand geht - ist nur dann wirtschaftlich sinnvoll durchführbar, wenn bei der möglichst vollständigen ATS-Erfassung auch das Dichteverhältnis DV³⁾ möglichst hoch liegt.

1) Vgl. Hornke und Danninger (1975), S. 241.

2) Vgl. Nepenin (1960), S. 396.

3) Das Dichte- oder Konzentrationsverhältnis DV wird definiert als

$$DV = \frac{\text{ATS-Konzentration in erfaßter Lauge}}{\text{ATS-Konzentration in Urlauge}}$$

Dies sind jedoch entgegengesetzte Konzepte, die letztlich einen wirtschaftlich vertretbaren Grenzwert bedingen. Dieser Grenzwert hängt stark von dem angewendeten Verfahren ab."¹⁾

In unserem Modell sehen wir die Möglichkeit des Einsatzes von 1 oder 2 bzw. 3 in Serie geschalteten Waschfiltern vor, woraus sich in Verbindung mit unterschiedlichen Verdünnungsfaktoren²⁾ die in Tab. 4.6 dargestellten Alternativen ergeben. Wegen der Schmierigkeit der Ca-Salze läßt sich die Ablauge beim Kalziumaufschluß schlechter vom Zellstoff trennen als beim Magnesiumaufschluß.³⁾ Wie aus Tab. 4.6 ersichtlich, haben wir diesem Umstand durch den Ansatz von jeweils um zwei Prozentpunkte niedrigeren Erfassungsgraden beim Kalzium- gegenüber dem Magnesiumaufschluß Rechnung getragen.

Tab. 4.6

MODELLALTERNATIVEN DER LAUGENERFASSUNG

Alternativen-Nr.	0	1	2	3	4	5	6 ⁺)
Zahl der Filter	0	1	2	2	3	3	0
Verdünnungsfaktor (m ³ Wasser/t Zellstoff)	0	0,8	0,8	1,4	1,4	2,0	0
Laugenerfassung (Mg) %	0	85	93	95	97	98	-
Laugenerfassung (Ca) %	0	83	91	93	95	96	50
Energiebedarf (kWh/t Zellstoff)	0	10	20	20	30	30	-

+) Im Falle einer Ablaugenverspritzung oder-verhefung (nur beim Kalziumaufschluß).

1) v. d. Emde, Fleckseder, Huber und Viehl (1973), S. 4-33.

2) Der Verdünnungsfaktor gibt die je t Zellstoff in die erfaßte Ablauge gehende Waschwassermenge in m³ an.

3) Siehe z.B. Hornke (1965), S. 688; Hornke (1971), S. 687.

Zu (3): Fast alle Prozesse der Ablaugenverwertung, insbesondere die Ablaugenverbrennung, setzen die Verdampfung eines großen Teils des in der erfaßten Lauge enthaltenen Wassers voraus, um die ATS-Konzentration von ca. 10 % (Dünnlauge) auf rund 50 % bis maximal 60 % (Dicklauge) anzuheben. Im Modell wird eine anzustrebende ATS-Konzentration von 55 % zugrundegelegt, was den Anforderungen des Lenzinger Verfahrens zur Chemikalienrückgewinnung (beim M_g -Bisulfitverfahren) entspricht. Bezieht man alle Größen auf 1 t Zellstoff, so läßt sich die zu verdampfende Wassermenge V (m^3) aus der Urlauge U (m^3), dem Verdünnungswasser W (m^3) und der erfaßten Ablagentrockensubstanz E (t) nach folgendem Ausdruck berechnen:¹⁾

$$V = U + W - (45/55)E$$

Das Eindampfen erfolgt, um den Bedarf an Wärmeenergie möglichst gering zu halten, in mehrstufigen Eindampfanlagen.²⁾ Der spezifische Wärmeenergieverbrauch sinkt mit steigender Zahl der Verdampferstufen. Im Modell wird ein Wärmebedarf von 150 kcal je kg verdampften Wassers angenommen, was einer 5-stufigen Eindampfanlage entspricht.³⁾ Der Verbrauch an elektrischem Strom betrage 8 kWh/t verdampften Wassers.⁴⁾

Das der Ablauge durch Verdampfen entzogene Wasser schlägt sich in Form saurer Kondensate ($pH < 1,5$) nieder, die neben SO_2 eine Reihe verschiedener sauerstoffzehrender Substanzen wie Essigsäure, Ameisensäure, Methanol, Furfurol usw. enthalten. Als Folge dieser Verunreinigungen weisen die Ein-

1) Die abweichende Dimension von E (t im Gegensatz zu m^3 bei den anderen Größen) erklärt sich dadurch, daß die ATS-Konzentration in der Lauge in Gewichtsprozenten gemessen wird und $1 m^3 = 1 t$ Wasser ist.

2) Vgl. v.d. Emde, Fleckseder, Huber und Viehl (1973), S. 4-41 ff.

3) Vgl. v.d. Emde, Fleckseder, Huber und Viehl (1973), S. 4-45; Lengyel und Morvay (1973), S. 207.

4) Nach Walzel-Wiesentreu (1971), S. 57.

dampf- oder Brüdenkondensate hohe BSB_5 - und CSB-Frachten auf. Bei hohen Laugenerfassungsgraden kann die aus den Kondensaten erwachsende Sekundärbelastung ein Mehrfaches der durch die im Zellstoff verbliebene Ablauge verursachten restlichen Primärbelastung betragen.¹⁾

Nachdem es in jüngster Zeit auch in großtechnischem Einsatz gelungen ist, durch Neutralisierung der Ablauge vor dem Eindampfen die BSB_5 - und CSB-Belastungen der Eindampfkondensate entscheidend zu verringern, wollen wir diesen Prozeß ebenfalls als Alternative der Residuenvermeidung in unser Modell einbeziehen. Unter Neutralisierung versteht man die Einstellung des pH-Wertes auf ≈ 7 , was bei den sauren Sulfitablaugen durch Zugabe von (je nach Aufschlußverfahren) MgO bzw. Kalk erreicht werden kann. Dadurch kann der größte Teil der obengenannten flüchtigen Stoffe, auf deren Entweichen während des Eindampfens die BSB_5 - und CSB-Belastung der Kondensate zurückzuführen ist, in die Lauge gebunden werden. Die mit und ohne Ablaugenneutralisierung entstehenden BSB_5 - und CSB-Lasten sind in Tab. 4.7 angegeben.

Tab. 4.7

BSB_5 - UND CSB-BELASTUNG DER EINDAMPFKONDENSATE
VON NEUTRALISIERTEN BZW. NICHTNEUTRALISIERTEN ABLAUGEN
(in % der Belastung der erfaßten Ablauge)

	ohne		mit	
	Neutralisierung		Neutralisierung	
	Fichte	Buche	Fichte	Buche
BSB_5	12	18	4,8	3,6
CSB	4	6,5	1,6	1,3

Quelle: Hornke und Künstner (1975), S. 196; Swedish Steam Users' Association (1974), S. 138.

1) Vgl. Hornke und Danninger (1975), S. 242.

Zu (4): Wie oben bereits erwähnt, stellt die kalorische Nutzung der erfaßten Ablauge, d. h. die Verbrennung der eingedickten Lauge unter Ausnutzung der freiwerdenden Wärmeenergie, die dominierende Verwertungsalternative dar. Dies gilt insbesondere für die Ablauge aus Magnesiumsulfitkochen, da in diesem Fall der größte Teil der eingesetzten Kochchemikalien zurückgewonnen werden kann. Die Chemikalienrückgewinnung erfolgt in einer Absorptionsanlage, die eigens für diesen Zweck gebaut werden muß.

Zur Berechnung des Wärmegewinns wird der obere Heizwert der asche- und wasserfreien organischen Substanz in einer sauren Sulfitablauge mit

$$H_o = 4600 \text{ kcal/kg OTS}$$

angenommen.¹⁾ Bezeichnet α den Aschegehalt der Ablaugentrockensubstanz, so ergibt sich der untere Heizwert als

$$H_u = 4600 (1 - \alpha) \text{ kcal/kg ATS.}$$

Unter Berücksichtigung der 55 %igen ATS-Konzentration in der Dicklauge und einem Wärmebedarf von 640 kcal für die direkte Verdampfung von 1 kg Wasser ergibt sich als Nettoheizwert

$$H_{u55ATS} = 4600 (1 - \alpha) - (45/55)640 \text{ kcal/kg ATS.}$$

Der effektive Wärmegewinn wird mit etwa 80 % hiervon angesetzt. Zwischen der Wärmeausbeute neutralisierter und nichtneutralisierter Ablaugen besteht kein nennenswerter Unterschied.²⁾

Bezüglich des Verbleibs der Aufschlußchemikalien wird bei der Verbrennung von Magnesium-Ablauge unterstellt, daß 90 % des SO_2 und 98,5 % des MgO aus der erfaßten Ablauge zurückgewonnen werden können, während der Rest als gasförmiges SO_2 bzw. in Form von Staub (MgO) in die Atmosphäre

1) Vgl. v. d. Emde, Fleckseder, Huber und Viehl (1973), S. 4-47 ff.

2) Vgl. Hornke und Künstner (1975), S. 198.

emittiert wird. Beim Kalzium-Verfahren wird angenommen, daß 30 % des SO_2 und 90 % des CaO in der Verbrennungssasche eingebunden werden und 70 % des SO_2 sowie 10 % des CaO (als Staub, z.B. in Form von $\text{Ca}(\text{SO}_4)$) durch den Schornstein entweichen.¹⁾

Aus diesen Annahmen ergeben sich die in Tab. 4.8 dargestellten Wärme- und Materialbilanzen, mittels derer wir die Prozesse der Laugenverbrennung im Modell abbilden werden.

Tab. 4.8

MATERIAL- UND WÄRMEBILANZEN FÜR DIE ABLAUGENVERBRENNUNG

Holzart		Fichte		Buche	
Aufschluß		CaO	MgO	CaO	MgO
ATS	t	1	1	1	1
OTS	t	0,783	0,811	0,806	0,835
SO_2	t	0,094	0,118	0,084	0,103
MgO/CaO	t	0,123	0,071	0,110	0,062
Strombedarf	kWh	50	50	50	50
Wärmegewinn	Gcal	2,4	2,5	2,5	2,6
SO_2 -Rückgewinnung	t	-	0,106	-	0,093
MgO-Rückgewinnung	t	-	0,070	-	0,061
SO_2 -Emission	t	0,066	0,012	0,059	0,010
Partikel-Emission	t	0,012	0,001	0,011	0,001

Mehr der Vollständigkeit als der praktischen Bedeutung wegen soll auch die Verarbeitung der in der Sulfitzellstoffablauge enthaltenen Kohlenhydrate (sog. Holzzucker) zu Sprit und/oder Futterhefe ins Modell aufgenommen

1) Vgl. Lang (1972), S. 645.

werden. Die von der eingesetzten Holzsorte abhängige Zusammensetzung der in der Ablage enthaltenen Kohlehydrate spricht für eine Verarbeitung von Fichtenablage zu Sprit und von Buchenablage zu Hefe.

Da sich Alkohol und Hefe in anderen Branchen, beispielsweise in Zuckerraffinerien, aus den dort entstehenden Abfällen kostengünstiger als aus Zellstoffablage herstellen lassen, werden diese Produkte jedoch allenfalls noch in den Zellstoffwerken erzeugt, die von früher her noch über betriebsfähige Anlagen verfügen. Wir werden daher diese Alternativen im Modell in geeigneter Weise begrenzen, wobei wir uns an einem von Fleckseder¹⁾ beschriebenen Fall orientieren.

Im einzelnen nehmen wir an, daß eine Ablaugenverspritzung bzw. -verhefung nur in Kalziumzellstofffabriken und dort auch nur solange durchgeführt wird, als keine Maßnahmen zu einer hochgradigen Laugenerfassung ergriffen werden. Unter diesen Voraussetzungen, so nehmen wir an, wird der von selbst abfließende Teil (ca. 50 %) der Ablage praktisch unverdünnt erfaßt und dem jeweiligen Aufarbeitungsprozeß zugeführt.

Die Einführung anderer interner Maßnahmen (Basenwechsel, Filterwäsche mit entsprechend höherer Laugenerfassung, Laugenverbrennung) sei gleichbedeutend mit der Aufgabe der Sprit- bzw. Hefeherstellung.

Die für die Darstellung der beiden Prozeßvarianten im Modell relevanten Daten sind in Tab. 4.9 enthalten.

Wir wollen nun, wie eingangs dieses Abschnitts angekündigt, Kostenwerte für die oben diskutierten Maßnahmen zur Residuenvermeidung ermitteln. Da die laufenden Betriebskosten der angesprochenen Prozesse meist direkt

1) Vgl. Fleckseder (1973), S. 64-68.

Tab. 4.9
 MODELLEDATEN ZUR VERSPRITUNG BZW. VERHEFUNG
 VON KALZIUM-SULFIT-ABLAUGEN
 (Angaben je t Zellstoff ungebleicht)

Zellstoff	Fichten-PZ	Buchen-KZ
Gesamtanfall OTS	0,987 t	1,342 t
davon erfaßt (50 %)	0,494 t	0,671 t
Zucker in erfaßter Lauge	0,148 t	0,302 t
davon Pentosen	0,104 t	0,045 t
Hexosen	0,044 t	0,257 t
erzeugte Sprit-/Hefemenge		
(80 % Effizienz)	50 l	120 kg
Deckungsbeitrag ⁺)	20 DM/hl	300 DM/t
BSB ₅ -Reduktion ⁺⁺⁾	0,035 t	0,100 t
CSB-Reduktion ⁺⁺⁾	0,115 t	0,340 t

+) Laut Information PWA betragen die Kosten für die Erzeugung von 1 hl Sulfitspirit DM 40-45, die Verkaufspreise pro hl DM 63. Als Verkaufspreis für Futterhefe wird bei v. d. Emde, Fleckseder, Huber und Viehl (1973), S. 5-6, ca. DM 600/t (öS 4000) genannt. In Ermangelung konkreter Angaben setzen wir die Kosten der Sprit- bzw. Hefeherstellung mit 50 % der Verkaufspreise an.

++) Entsprechend den Literaturangaben wird die durch Verspritung der vergärbaren Zucker (Pentosen) bei gegebenem Stand der Technik erzielbare Reduktion des BSB₅ aus der Ablaue mit 25 % angenommen. Da hier nur 50 % der Lauge erfaßt werden, beträgt die BSB₅-Verringerung $0,125 \times 0,276 \text{ t} \approx 0,035 \text{ t}$. Der für Buchen-KZ angegebene Wert ist entsprechend dem Verhältnis der verarbeiteten Zuckermenge (0,104 t : 0,302 t) hochgerechnet. Die Werte für die CSB-Verminderung werden analog berechnet.

über den Verbrauch an Einsatzstoffen berücksichtigt sind, handelt es sich dabei im wesentlichen um die Kapitalkosten für die gegebenenfalls zu installierenden Anlagen. Als Grundlage hierfür dienen Zahlenangaben über die erforderlichen Investitionsbeträge, die wir aus einschlägigen Veröffentlichungen entnehmen können.

Da es sich dabei um zwei verschiedene ausländische Publikationen handelt, sind die Beträge in Fremdwährung (öS, SKr) und außerdem für unterschiedliche Bezugszeitpunkte (1973, 1974) angegeben.¹⁾ Dies macht es erforderlich, die Beträge in DM umzurechnen und sie zeitlich zu aktualisieren. Die Umrechnung in DM erfolgt zu den gegenwärtigen Wechselkursen ($1 \text{ DM} \approx 7 \text{ öS} \approx 1,70 \text{ SKr}$), die bis zum Jahre 1975 eingetretenen Preissteigerungen wurden mit 20 % (1973) bzw. 10 % (1974) angenommen.

Die Angabe der Kapitalkosten erfolgt sinnvollerweise in Form von Annuitäten auf das investierte Kapital. Für die hier angesprochenen Investitionsobjekte wird eine Lebensdauer von 15 Jahren und für den Kalkulationszinsfuß ein Satz von 12 % angenommen, woraus sich eine Annuität von 14,7 % p.a. ergibt. Zu diesem Satz werden noch 2 % für Wartung und Instandhaltung sowie 1,5 % für sonstige Ausgaben (Versicherungen, Steuern usw.) hinzugeschlagen, woraus ein Kostensatz von 18,2 % auf das investierte Kapital resultiert.

Die mit Hilfe des Gesamtkostensatzes gewonnenen Kostenwerte werden sodann auf eine Einheit einer im speziellen Fall sinnvollen Leistungsgröße umgelegt. Dies ist im vorliegenden Fall gerechtfertigt, weil die Entscheidungen über die Installation der einzelnen Anlageteile und ihre Dimensionierung erst noch getroffen werden müssen. Da die Größenordnung der Anlagen durch die jeweils zugrundegelegte Produktionskapazität bereits umrissen ist, können die auf die Leistungseinheit bezogenen Kosten als konstant angenommen

1) Fleckseder (1973); Swedish Steam Users' Association (1974).

und etwaige Degressionseffekte innerhalb des durch die Betriebsgröße .
abgesteckten Bereichs vernachlässigt werden.

Die verfügbaren Zahlenwerte beziehen sich auf Betriebe mit einer Tageskapazität von 250 t Zellstoff, so daß wir die Kosten für diese Betriebsgröße unmittelbar berechnen können. In Hinblick auf die zweite von uns betrachtete Betriebsgröße von 100 t Zellstoff pro Tag müssen wir jedoch den (bei Prozeßindustrien wie der Zellstoffbranche besonders hohen) Degressionseffekt der Kosten berücksichtigen. Wir orientieren uns dabei an einem von Hornke¹⁾ veröffentlichten Kostenvergleich für die Ablaugenverwertung nach dem Magnesumbisulfitverfahren und setzen die Kosten je Leistungseinheit bei einer Kapazität von 100 t/Tag mit dem 1,6-fachen der entsprechenden Kosten bei einer Betriebsgröße von 250 t/Tag an.

Die Investitionsbeträge und die daraus errechneten Kostendaten sind aus Tab. 4.10 zu entnehmen.

1) Vgl. Hornke (1965), S. 689.

INVESTITIONS- UND KOSTENDATEN FÜR DIE VERFAHREN ZUR

RESIDUENVERMEIDUNG

(bei einer Zellstoffkapazität von 250 t/Tag)

Verfahrens-
bezeichnung

	Investi- tions- ausgaben	Quelle u. Be- zugsjahr ¹⁾	aktua- liser- te Daten	Annuität + sonst. kapital- abhängige Kosten	Kosten für zus. Arbei- ter	Gesamt- kosten p. a.	Gewählte Lei- stungs- einheit ³⁾	Kosten in DM je Leistungseinheit Betriebs- größe
	Mio öS		Mio DM	TDM	TDM	TDM		250 tato
Laugenerfassung								100 tato
1 Filter	35	F 1973	5.2 ²⁾	935	35	970	t Zellstoff	11.1 (17.8)
2 Filter	44	F 1973	7.6	1390	70	1460	"	16.7 (26.7)
3 Filter	52	F 1973	9.7 ²⁾	1770	110	1880	"	21.5 (34.4)
Laugenneutralisierung								
Mg		S 1974	-	-	-	-	t ATS	1.9 (3.0)
Ca	-	S 1974	-	-	-	-	t ATS	4.0 (6.4)
Laugeneindampfen	56	F 1973	9.6	1750	-	1750	m ³ zu ver- dampfendes Wasser	2.0 (3.2)
Laugenverbrennung	56	F 1973	9.6	1750	60	1810	t ATS	18.81 (30.0)
Adsorption (nur bei Mg Verf.)	26	F 1973	4.46	810	60	8.70	t ATS	9.1 (14.5)

1) Es bedeuten F 1973: Fleckseder (1973), S. 1974: Swedish Steam Users' Association (1974), S. 141.

2) Diese beiden Werte wurden auf Rat eines Fachmanns etwas abgeändert.

3) Ausgenommen jährliche Niveaus der gewählten Leistungsgrößen (Kapazität 250 tato):
Zellstoff = 87500 t; ATS = 96250 t; Verdampfungswasser = 875000 m³.

4.2.4 Maßnahmen der Residuenbehandlung

Obwohl bei der Zellstoffherstellung auch feste und gasförmige Residuen anfallen, enthält das Modell nur Behandlungsalternativen für abwasserbelastende Stoffe. Dies ist jedoch keine freiwillige Beschränkung, sondern allein darauf zurückzuführen, daß für den speziellen Fall keine Daten über Kosten und Wirksamkeit von Verfahren zur Beseitigung fester Abfälle bzw. zur Abluftreinigung beschafft werden konnten.

Bei näherer Betrachtung erweist sich dieser Mangel jedoch als nicht schwerwiegend. So existieren zwar im Prinzip verschiedene Möglichkeiten zur Disposition fester Abfälle, doch gilt dies nicht unbedingt auch für das einzelne Unternehmen, dem oft nur ein einziger Weg hierfür offensteht. Was die Abluftreinigung anbelangt, so wird diese beim Mg-Verfahren im Rahmen der Rückgewinnung der Aufschlußchemikalien aus den Abgasen der Laugenverbrennung ohnehin praktiziert und ist damit in den betreffenden Prozessen bereits enthalten. Darüber hinaus kann als ziemlich sicher angenommen werden, daß der Einsatz entsprechender Verfahren beim Ca-Aufschluß diesen so verteuern würde, daß ein Basenwechsel auf Magnesium die wirtschaftlichere Alternative wäre.

Einen Überblick über sämtliche im Modell betrachteten Behandlungsalternativen bietet der als Komplex C gekennzeichnete Teil von Fig. 4.1. Für jede Abwasserart werden nur solche Behandlungsalternativen ins Modell aufgenommen, die der jeweiligen Schmutzfracht zufolge sinnvoll erscheinen. Sie sind in Tab. 4.11 zusammengestellt. Als Unterlassensalternative existiert für alle Abwasserströme die Möglichkeit, sie unbehandelt in den Vorfluter einzuleiten. Einige der Alternativen bedingen eine getrennte Abwasserführung, die jedoch nicht in jedem Betrieb vorhanden ist. Wir betrachten daher die Durchführung von Maßnahmen zur Schaffung dieser Voraussetzung als eine zusätzliche Modellalternative.

Tab. 4.11

ALTERNATIVEN DER ABWASSERREINIGUNG NACH ABWASSER-
ARTEN

Abwasserart	Abwasser- menge m ³ /t	vorwiegende Belastung	Behandlungs- alternativen ¹⁾
Eindampfkondensate	8	BSB ₅ , CSB	B
Abwasser aus Sprit- bzw. Hefeferzeugung	10	BSB ₅ , CSB	B
Abwasser aus Sor- tierung u. Entwäs- serung (globale Erfassung)	120	30 kg AS _{to} 100 % des nicht- erfaßten BSB ₅ u. CSB aus Abläuge	M, B, M+B
Abwasser aus Grob- sortierung (getrenn- te Erfassung)	60	5 kg AS _{to} 85 % nicht erfaßter BSB ₅ , CSB aus Ablauge	B
Abwasser aus Fein- sortierung einschl. Entwässerung (getrennte Erfassung)	60	25 kg AS _{to} 15 % nicht erfaßter BSB ₅ u. CSB aus Abläuge	M, M+B
Bleichereiabwässer	100	BSB ₅ , CSB	B, T, T+B

- 1) Zeichenerklärung: B = biologische Reinigung
M = chemisch-mechanische Klärung
T = tertiäre Reinigungsstufe

(1) Auftrennung der Abwasserführung

Wir haben bereits in Abschnitt 3.2.1.2.2 darauf hingewiesen, daß keines der verfügbaren Abwasserreinigungsverfahren für sich allein in der Lage ist, sämtliche bei der Zellstoffherstellung anfallenden Schadstoffe in hinreichendem Maße aus dem Abwasser zu entfernen. Der Grund hierfür liegt in den selektiven, d. h. primär auf einen einzigen Schadstoff gerichteten

Reinigungswirkung eines jeden Verfahrenstyps. Da die Kapital- und Betriebskosten der Reinigungsverfahren nicht nur von der Schmutzfracht, sondern auch, teilweise sogar überwiegend, von der Menge des eingeleiteten Abwassers (hydraulische Belastung) abhängen, kann es zweckmäßig sein, unterschiedlich belastete Produktionsabwässer getrennt zu erfassen, und sie nur mit dem bzw. den ihrer art- und mengenmäßigen Schadstoffbelastung adäquaten Reinigungsverfahren zu behandeln.

Vor allem in älteren Zellstofffabriken werden die verschiedenen Abwasserströme jedoch häufig gemeinsam abgeleitet, so daß zur Verwirklichung der oben dargestellten Vorgehensweise investive Maßnahmen erforderlich sind. Da Art und Umfang der zur Auftrennung der Abwasserführung erforderlichen Maßnahmen entscheidend von betriebsindividuellen Gegebenheiten bestimmt werden, ist die Angabe von Kosten bzw. Investitionsbeträgen hierfür sehr problematisch.¹⁾ Für unseren Fall gehen wir davon aus, daß die Eindampfkondensate sowie Bleichereiabwässer ohne zusätzliche Kosten getrennt erfassbar sind, während die Auftrennung der Abwässer aus Sortierung und Entwässerung in zwei Ströme "Abwasser aus Sortierung 1" und "Abwasser aus Sortierung 2 und Entwässerung" Kosten in Höhe von DM 2/t Zellstoff verursacht.

(2) Chemisch-mechanische Klärung

Die chemisch-mechanische Klärung bewirkt eine weitgehende Entstoffung faserhaltiger Abwässer. Sie ist daher für die Behandlung der aus der Sortierung und Entwässerung stammenden Zellstoffabwässer geeignet. Je nachdem, ob eine Auftrennung der Sortierwasserführung vorgenommen wurde

1) Fleckseder (1973, S. 148) gibt hierfür einen von ihm selber als sehr groben Schätzwert bezeichneten Investitionsbetrag von umgerechnet ca. 1,5 Mio DM für eine 250-tato-Fabrik an, was einem Kostensatz von 9 - 10 DM/t Zellstoff allein für das Auftrennen der Wasserkreisläufe entspricht.

oder nicht, werden 60 bzw. 120 m³ Abwasser/t Zellstoff mit einer Feststofffracht von 25 bzw. 30 kg und einem vom Grad der Laugenerfassung abhängigen Gehalt an ungelösten Substanzen eingeleitet.

Die Klärung erfolgt nach dem Sedimentationsprinzip, d. h. durch Absetzen der Feststoffe auf den Boden des Klärbeckens. Der Absetzvorgang wird durch Zugabe von Chemikalien unterstützt. Die Dosierungen betragen bei Einleitung von 120 (60) m³ Abwasser/t Zellstoff 60 (75) g Bentonit als Adsorptionsmittel und 0,2 (0,25) g Polyelektrolyte als Flockungshilfsmittel je m³ Abwasser. Damit werden bei der im Modell angenommenen Aufenthaltsdauer des Abwassers im Becken 90 % der Faserstoffe abgeschieden. Neben den abgeschiedenen Fasern setzt sich auch das zugegebene Bentonit als Schlamm am Beckenboden ab. Demzufolge beträgt die anfallende Schlamm Trockensubstanz (STS) bei Einleitung einer Abwassermenge von

- o 120 m³/t Zellstoff mit 30 kg Feststoffen

$$0,9 \cdot 30 + 120 \cdot 0,06 = 34,2 \text{ kg STS/t Zellstoff}$$

- o 60 m³/t Zellstoff mit 25 kg Feststoffen

$$0,9 \cdot 25 + 60 \cdot 0,075 = 27 \text{ kg STS/t Zellstoff.}$$

Der Schlamm wird regelmäßig aus dem Becken abgezogen, eingedickt und auf 40 % Trockengehalt entwässert. Wir nehmen an, daß der entwässerte Schlamm verkauft oder verwertet werden kann und einen Erlös von DM 100/t STS erbringt.¹⁾

Der Verbrauch an elektrischer Energie (für Durchmischen, Schlammentwässerung usw.) wird mit 8 bzw. 5 kWh/t Zellstoff bei Einleitung von 120 bzw. 60 m³/t Zellstoff angesetzt.

1) Eine Verwertungsmöglichkeit des Schlammes besteht z. B. in seinem Einsatz zur Herstellung minderer Papier- und Pappesorten.

Tab. 4.12

INVESTITIONSAUFWAND, KAPITAL- UND BETRIEBSKOSTEN
FÜR CHEMISCH-MECHANISCHE ABWASSERREINIGUNG

Betriebsgröße	t/Tag	100		250	
Abwassereinleitung	m ³ /t	120	60	120	60
	m ³ /Tag	12 000	6000	30 000	15 000
Faserrückgewinnung	kg/t	34, 2	27	34, 2	27
	t/tag	3, 4	2, 7	8, 6	6, 75
Investitions- ausgaben					
Absetzen					
o baulich	TDM	510	319	1060	600
o maschinell	TDM	340	210	700	400
Schlammbehandlung					
o baulich	TDM	210	170	410	340
o maschinell	TDM	620	510	1240	1020
Gesamt					
o baulich	TDM	720	480	1470	875
o maschinell	TDM	960	720	1940	1466
Personalbedarf	Arbeiter	2	2	2	2
Kapitalkosten					
o baulich	TDM p. a.	95	63	194	124
o maschinell	TDM p. a.	155	117	314	230
Personalkosten	TDM p. a.	70	70	70	70
Kostensumme	TDM p. a.	320	250	578	424
Spezifische Kosten					
o pro Tag	DM	875.	685.	1650	1212
o pro t Zellstoff	DM	8.75	6.85	6.60	4.85

Die Investitionsausgaben für das Absetzbecken steigen mit der zulaufenden Abwassermenge (hydraulische Belastung), für die Schlammindickung und -entwässerung mit der anfallenden Schlammmenge an. Sie unterliegen in beiden Fällen einer erheblichen Größendegression. Angesichts der geringen Zahl der in Frage kommenden Anlagenkonfigurationen wurde für jede einzelne davon der erforderliche Investitionsbetrag (getrennt nach baulichen und maschinellen Einrichtungen) kalkuliert, wobei auf Angaben aus der Literatur zurückgegriffen wurde.¹⁾

Zur Kostenberechnung wurde die Lebensdauer für bauliche Teile mit 25 Jahren, für maschinelle Teile mit 15 Jahren angenommen. Bei einem Kalkulationszinsfuß von 12 % p. a. ergeben sich daraus Annuitäten von 12,7 bzw. 14,7 %. Die jährlichen Kosten für Wartung und Instandhaltung werden mit 0,5 % (baulich) bzw. 1,5 % (maschinell) des Investitionsaufwandes angesetzt. Der Personalbedarf wird in Anlehnung an Angaben aus der Literatur geschätzt, die Kosten pro Mann und Jahr nehmen wir mit 35 TDM an. Als Kostenkoeffizienzen werden die auf 1 t Zellstoff bezogenen Kosten verwendet. Die ermittelten Investitions- und Kostenwerte sind in Tab. 4.12 enthalten.

(3) Tertiäre Reinigungsstufe für Bleichereiabwässer

Bleichereiabwässer stellen wegen ihrer Belastung mit biologisch nur schwer abbaubaren Inhaltsstoffen die problematischste Kategorie der Zellstoffabwässer dar. So beträgt die Abbauleistung einer zweistufigen biologischen Reinigungsanlage bei Bleichereiabwässern in bezug auf den BSB₅ etwa 80 % und in bezug auf den CSB nur etwa 40 %, während sich bei anderen Zellstoffabwässern Abbauwerte von 95 % bzw. 80 % erreichen lassen.²⁾

1) Vgl. Fleckseder (1973); v. d. Emde (1969); v. d. Emde, Fleckseder, Huber und Viehl (1973).

2) Vgl. Scherler (1972b), S. 640 ff.

Trotz intensiver Forschungsanstrengungen, insbesondere auf dem Gebiet der Neu- und Weiterentwicklung nichtbiologischer Reinigungsverfahren, stehen entscheidende Erfolge noch weitgehend aus. In jüngster Zeit berichtete allerdings Ploetz¹⁾ über erfolgreiche Versuche zur Reinigung von Bleichereiabwässern mittels Aluminiumoxid, denen sich in Kürze der Bau einer großtechnischen Anlage anschließen soll. Kostendaten hierüber sind jedoch derzeit noch nicht zu erhalten.

Um ein tertiäres Reinigungsverfahren wenigstens konzeptionell ins Modell einbeziehen zu können, greifen wir auf von Dalpke veröffentlichte Zahlenangaben für die Aktivkohleadsorption zurück.²⁾ Es sei jedoch ausdrücklich darauf hingewiesen, daß es sich dabei um die Aufnahme eines rein fiktiven Verfahrens ins Modell handelt, weshalb eine Übertragung der damit zusammenhängenden numerischen Modellergebnisse in die Realität nicht möglich ist. Die Funktionsweise des angesprochenen Verfahrens³⁾ besteht darin, daß das Abwasser über das in einem Behälter befindliche Adsorptionsmittel, hier Aktivkohle, geleitet wird, an deren extrem großer innerer Oberfläche ($500 - 1400 \text{ m}^2/\text{g}$) sich aufgrund chemischer und physikalischer Kräfte gelöste Abwasserinhaltsstoffe absetzen. Ist die Beladefähigkeit der Aktivkohle erschöpft, so kann sie thermisch regeneriert werden, wobei jedoch ein gewisser Regenerationsverlust in Kauf genommen werden muß.

Obwohl das Verfahren ein weitgehend entstofftes Abwasser voraussetzt, was in diesem Fall nicht garantiert werden kann,⁴⁾ nehmen wir an, daß die Bleichereiabwässer unmittelbar in die Adsorptionsanlage eingeleitet werden

1) Vgl. Ploetz (1974a).

2) Vgl. Brecht und Dalpke (1973).

3) Vgl. hierzu Huber (1971), S. G1-36.

4) Vgl. jedoch hierzu die Angaben bei Scherler (1972a), S. 523 f.) über den Feststoffgehalt in Bleichereiabwässern, die in etwa den Minimalbedingungen (höchstens 55 mg Feststoffe/l Abwasser) entsprechen.

können. Der Reinigungseffekt betrage 60 % sowohl bezüglich des CSB als auch des BSB₅. Eine biologische Nachreinigung sei möglich, wobei die biologische Abbaufähigkeit der restlichen Abwasserinhaltsstoffe der von "normalen" Zellstoffabwässern entspreche.¹⁾

Der Verbrauch an Aktivkohle bestimmt sich nach ihrer Adsorptionsleistung, die nach Dalpke²⁾ mit 0,9 t CSB/t Aktivkohle anzusetzen ist. Die Kosten für die Regenerierung der erschöpften Aktivkohle setzen wir mit DM 400/t an.³⁾ Die übrigen Betriebs- und die Kapitalkosten der Anlage werden auf die eingeschleuste Abwassermenge bezogen und mit DM 0,10/m³ (Betriebsgröße 250 t Zellstoff/Tag) bzw. mit DM 0,12/m³ (Betriebsgröße 100 t Zellstoff/Tag) angenommen.⁴⁾

(4) Biologische Abwasserreinigung

Unter den Begriff der biologischen Reinigung fallen alle jene Verfahren, deren Wirkungsweise darin besteht, in teilweise stark beschleunigter Nachahmung natürliche Abbauprozesse mit Hilfe von Mikroorganismen gelöste und ungelöste organische Substanzen aus dem Abwasser zu entfernen. Aus der Menge möglicher Varianten haben sich die nach dem Belebungsprinzip mit nachfolgender Schlammmentwässerung arbeitenden Verfahren als für die Abwässer der Zellstoff- und Papierindustrie am geeignetsten erwiesen.⁵⁾

Eine übliche einstufige Belebungsanlage, die wir unseren weiteren Überle-

1) Vgl. Ploetz (1974a), S. V40.

2) Vgl. Brecht und Dalpke (1973), S. 512.

3) Mittelwert zwischen den Angaben von Brecht und Dalpke (DM 600/t) und Huber (DM 300/t). Vgl. Brecht und Dalpke (1973), S. 512; Huber (1971), S. G-33.

4) Wir unterstellen aufgrund der Anlagengröße einen erheblichen Degressionseffekt dieser Kosten im Vergleich zu den Angaben von Brecht und Dalpke (1973).

5) Vgl. Scherler (1973), S. 520 f.

gungen zugrunde legen, besteht aus

- o einem Belebungsbecken, in dem das belastete Abwasser mit biologisch aktivem Schlamm in Berührung kommt, und, ausreichende Nährstoffversorgung und Sauerstoffzufuhr vorausgesetzt, der Abbau der organischen Substanz, d. h. ihre Umwandlung in Bakterienmasse, vor sich geht;
- o einem Nachklärbecken, worin sich die in Form von Schlammflocken im Wasser schwimmende Bakterienmasse absetzt,
und
- o einer Anlage zur Eindickung sowie zur nachfolgenden Entwässerung des aus dem Nachklärbecken abgezogenen Überschußschlamm, um die Voraussetzung für seine weitere Disposition zu schaffen.¹⁾

Zu jeder der drei genannten Komponenten gehören noch einige Nebeneinrichtungen, auf die wir hier nicht näher eingehen wollen.

Auslegung und Betriebsbedingungen werden auf der Basis einer angestrebten Reinigungsleistung von 95 % des BSB₅ gewählt. Der CSB-Abbau wird mit 80 % angenommen, eingeleitete Feststoffe werden zu 90 % abgeschieden. Die vorstehenden Zahlenwerte gelten für alle Abwässer, mit Ausnahme der unmittelbar eingeleiteten, also nicht in der tertiären Reinigungsstufe vorbehandelten Bleichereiabwässer, aus denen durch die biologische Reinigung nur 80 % der BSB₅- und 40 % der CSB-Last entfernt werden. Die Überschußschlammproduktion beträgt 0,6 kg ÜS/kg abgebauten BSB₅ zuzüglich der abgeschiedenen Feststoffe. Der Schlamm weist nach der Entwässerung einen Trockengehalt von 40 % auf.

1) Ein Teil des abgezogenen Schlamm wird unmittelbar wieder in das Belebungsbecken gepumpt, um dort als Aktivschlamm den biologischen Abbau prozeß aufrecht zu erhalten. Da auch der hierzu nicht benötigte, also überschüssige Schlamm biologisch aktiv, also "nicht stabilisiert" ist, ist seine Beseitigung insofern problematisch, als er z. B. bei einfacher Ablagerung in Fäulnis übergehen und dann u. a. erhebliche Geruchsbelästigungen verursachen kann. Vgl. v. d. Emde, Fleckseder, Huber und Viehl (1973), S. 6-40.

Der biologische Abbauprozess setzt das Vorhandensein gewisser Nährstoffe, nämlich Stickstoff (N) und Phosphor (P) voraus, die in den Zellstoffabwässern jedoch weitgehend fehlen und daher von außen zugeführt werden müssen. Dabei hat sich ein Verhältnis $BSB_5:N:P$ von 100:5:1 als günstig herausgestellt.¹⁾ Um die Entwässerbarkeit des Schlammes zu erhöhen, werden außerdem 4 kg Polyelektrolyte je to ÜS (oder ca. 2,5 kg 2,5 kg/t abgebauten BSB_5) zugegeben.²⁾ Unter Ansatz der Kostenpreise für

o Stickstoffnährsalz (umgerechnet auf N)	DM 1100/t
o Phosphornährsalz (umgerechnet auf P)	DM 1000/t
o Polyelektrolyte	DM 16/kg

können die von der biologischen Belastung abhängigen Chemikalienkosten mit DM 105/t abgebauten BSB_5 angesetzt werden. Bei einem 95 %igen BSB_5 -Abbau läßt sich daraus ein Kostensatz von DM 100/t eingeleiteten BSB_5 errechnen.

In gleicher Weise bestimmt der BSB_5 -Zulauf auch den Sauerstoffbedarf. Der Sauerstoff wird über ein elektrisch betriebenes Belüftersystem in das Belebungsbecken eingetragen. Der unterstellten Abbaurate entsprechend müssen 1,5 kg O_2 /kg BSB_5 zugeführt werden.³⁾ Bei einem Sauerstofftrag von 1,25 kg O_2 /kwh⁴⁾ beträgt der zur Belüftung erforderliche Strombedarf 1,2 kwh/kg BSB_5 .

Eine wichtige Rolle für Verlauf und Effizienz der biologischen Reinigung spielt der pH-Wert des Abwassers. Die Aktivität der Mikroorganismen ist im neutralen Bereich, bei pH-Werten von 7 bis 8,5 am höchsten.⁵⁾ Da die

1) Vgl. v. d. Emde, Fleckseder, Huber und Viehl (1973), S. 641.

2) Vgl. v. d. Emde, Fleckseder, Huber und Viehl (1973), S. 6-75.

3) Vgl. v. d. Emde, Fleckseder, Huber und Viehl (1973), S. 6-18.

4) Vgl. v. d. Emde (1969), S. F-2.

5) Vgl. v. d. Emde, Fleckseder, Huber und Viehl (1973), S. 6-22.

Sulfitzellstoffabwässer jedoch wesentlich niedrigere -pH-Werte aufweisen, also "sauer" sind, ist es erforderlich, sie vor der Einleitung in das Belebungsbecken, z.B. durch Zugabe von Kalk, zu neutralisieren. Die hierzu benötigte Kalkmenge betrage $0,1 \text{ kg/m}^3$ Abwasser, die Kosten bei einem Preis von 100 DM/t Calciumhydroxid DM $0,01/\text{m}^3$.

Der Überschußschlamm wird zusammen mit den übrigen festen Abfallstoffen (Entrindungsabgänge, Verbrennungssasche) für DM 10/t abgefahren und deponiert, wobei selbstverständlich das Gewicht des Naßschlammes (bei Entwässerung auf 40 % TS $2,5 \text{ t je t}$ Schlamm Trockensubstanz) in Ansatz zu bringen ist.

Zur Bemessung der einzelnen Anlagekomponenten wird auf veröffentlichte Dimensionierungsparameter zurückgegriffen.¹⁾ Um die angestrebte Abflußqualität einzuhalten, darf die biochemische Raumbelastung im Belebungsbecken maximal $1 \text{ kg BSB}_5/\text{m}^3 \cdot \text{Tag}$ erreichen, d.h., je kg BSB_5 -Fracht im täglich eingeleiteten Abwasser wird mindestens 1 m^3 Beckenvolumen benötigt. Die Größe des Absetzbeckens ergibt sich aus dem Abwasseranfall je Zeiteinheit und der für das Absetzen erforderlichen Aufenthaltszeit, die im vorliegenden Fall mit 4 Stunden angenommen werden kann.²⁾ Die Einrichtungen für Schlammrückführung und Behandlung des Überschußschlammes sind nach der zu erwartenden Schlammmenge auszulegen, die ihrerseits, bei (vorläufiger) Vernachlässigung der abgeschiedenen Feststoffe, dem BSB_5 -Abbau mit dem Faktor 0,6 proportional ist.

1) Die im folgenden angegebenen Werte stammen aus v.d. Emde, Fleckseder, Huber und Viehl (1973), S. 6-85 ff. Sie decken sich im wesentlichen mit Angaben anderer Autoren wie z.B. Scherler (1974a), S. 206.

2) Statt der Aufenthaltsdauer wird häufig auch die Oberflächenbelastung des Absetzbeckens (m^3 Abwasser je m^2 Beckenoberfläche und Zeiteinheit) als Dimensionierungsparameter benutzt. Beide Größen führen jedoch zum gleichen Ergebnis, da die Beckentiefe kaum variiert werden kann.

Wie aus Fig. 4.1 (Komplex C) sowie aus Tab. 4.11 ersichtlich, können prinzipiell alle entstehenden Abwasserströme sowohl unmittelbar als auch, im Fall der Sortier- und Bleichereiabwässer, nach erfolgter Vorreinigung in die biologische Stufe eingeschleust werden. Unter Berücksichtigung der verschiedenen internen Maßnahmen zur Residuenvermeidung ergibt sich eine sehr große Zahl möglicher Kombinationen hydraulischer und biochemischer Belastungen, die jeweils andere Anlagenbemessungen und damit unterschiedliche Kapitalkosten bedingen. Die Angabe zutreffender Kapitalkostenwerte je Belastungseinheit wird durch den starken Degressionseffekt der Investitionsausgaben wesentlich erschwert. Gleichwohl ist wegen der Vielzahl der in Frage kommenden Anlagekonfigurationen an eine Aufzählung in Form diskreter Alternativen mit eindeutigen Kostenkoeffizienten nicht zu denken.

Als einzig gangbare Möglichkeit erweist sich trotz ihrer (in Abschnitt 2.2.2 bereits beschriebenen) Problematik in bezug auf die Optimumeigenschaft der Lösung die Konstruktion separierbarer Kapitalkostenfunktionen, ihre stückweise Linearisierung und, da es sich um konkave (degressive) Funktionsverläufe handelt, die Beschränkung des Basiseintritts der zugeordneten Entscheidungsvariablen durch Nachbarschaftsbedingungen. Eine entsprechende Lösungsprozedur ist glücklicherweise in dem von uns verwendeten Computerprogramm enthalten.¹⁾

Um dem Erfordernis der Separierbarkeit zu entsprechen, ist je eine Kostenfunktion für die nach der biochemischen Belastung zu dimensionierenden Anlagenteile Belebungsbecken und Schlammbehandlung und für das nach dem Abwasserdurchfluß zu bemessende Absetzbecken zu bilden. Mangels Verfügbarkeit einfacher Berechnungsgleichungen für die angesprochenen Kosten-

1) Vgl. IBM (1971), S. 166-188. Der Prozedur liegt die sogenannte "Delta-Methode" zur näherungsweisen Lösung von nichtlinearen Programmierungsproblemen mit trennbaren Funktionen zugrunde. Eine ausführliche Darstellung dieser Methode findet sich bei Hadley (1969), insbesondere S. 151-154.

Tab. 4.13
INVESTITIONSAUSGABEN, KAPITALKOSTEN UND KOSTENKOEFFIZIENTEN FÜR
BELEBUNGS- UND SCHLAMMBEHANDLUNGSTEIL EINER BIOLOGISCHEN KLÄRANLAGE

Belastung	tBSB ₅ /Tag	3	6	10	15	20	30	60	80
Investitionsausgaben									
• baulich	TDM	856	1454	1962	2553	3136	4159	7008	8742
• maschinell	TDM	840	1420	2080	2821	3420	4512	7321	9130
• gesamt	TDM	1696	2874	4042	5374	6556	8671	14329	17872
Personalbedarf	Arbeiter	2	3	4	5	6	7	8	8-9
Kapitalkosten									
• baulicher Teil	TDM	113	192	259	337	414	549	925	1154
• masch. Teil	TDM	136	230	339	457	554	731	1186	1479
Personalkosten	TDM	70	105	140	175	210	245	280	300
Kosten pro Jahr	TDM	319	527	736	969	1178	1525	2391	2933
Kosten pro Tag	DM	911	1505	2101	2769	3367	4358	6830	8380
Differenzgrößen									
Δ Belastung	tBSB ₅	3	3	4	5	5	10	30	20
Δ Kosten	DM	911	594	596	668	598	991	2472	1550

Tab. 4.14
INVESTITIONSAUSGABEN, KAPITALKOSTEN UND KOSTENKOEFFIZIENTEN
FÜR DEN ABSETZTEIL EINER BIOLOGISCHEN KLARANLAGE

Belastung	Abwasser m ³ /Tag	3 000	12 000	21 000	30 000	36 000	48 000	66 000	132 000
Beckenvolumen	m ³	2x250	2.1000	2x1750	2x2500	2x3000	2x4000	2x5500	2x11000
Baukosten	DM/m ³	335	220	193	176	168	153	136	104
	TDM	167	440	675	880	1220	1220	1500	2288
Kapitalkosten	TDM/Jahr	22	58	89	116	133	161	198	302
	DM/Tag	63	166	254	332	381	461	566	863
Differenzgrößen									
Δ Belastung	Abwasser m ³ /Tag	3000	9000	9000	9000	6000	12000	18000	66000
Δ Kosten	DM/Tag	63	103	88	78	49	80	105	297

funktionen werden an geeignet gewählten Argumentstellen (d. h. für geeignete Belastungswerte) explizite Kalkulationen für die Investitionsausgaben durchgeführt und daraus die Kapitalkosten berechnet. Die für die einzelnen Argumentbereiche geltenden Kostenkoeffizienten ergeben sich aus der Differenz zweier benachbarter Kostenwerte.

Den Investitionsausgaben- und Kostenberechnungen (Tab. 4.13 und 4.14) liegen in erster Linie Zahlen aus Fleckseder (1973) sowie v. d. Ende, Fleckseder, Huber und Viehl (1973) zugrunde. Die Umrechnung der monetären Größen von öS/1973 in DM/1975 erfolgt zum Wechselkurs von 1 DM = 7 öS mit einem Inflationsaufschlag von 20 %. Bauliche und maschinelle Investitionen sind getrennt ausgewiesen. Die Kapitalkostensätze basieren auf einem Zinssatz von 12 %, einer Lebensdauer von 15 Jahren für maschinelle und 25 Jahren für bauliche Einrichtungen und Kostensätzen für Wartung und Instandhaltung von 2,5 % (maschinell) bzw. 0,35 % (baulich) und betragen demzufolge $14,7 + 2,5 = 17,2$ % bzw. $12,7 + 0,35 = 13,05$ %.

4.2.5. Formulierung des Teilmodells I

Die lineare Modellierung der Zellstoffherstellung impliziert ein umfangreiches System komplex verkoppelter Gleichungen. Innerhalb dieses Systems lassen sich jedoch Blöcke besonders stark verflochtener Zeilen und Spalten finden, die selbst nur lose miteinander verbunden sind. Es erweist sich deshalb als zweckmäßig, unser Teilmodell I anhand dieser "fast" separierbaren Blöcke darzustellen. Vier Blöcke wollen wir im folgenden unterscheiden:

- (1) Produktion und innerbetriebliche Residuenvermeidung (Tab. 4.15)
- (2) Anfall, Behandlung und Emission der Zellstoffabwässer (Tab. 4.17)
- (3) Verbrauch wichtiger Produktionsfaktoren (Tab. 4.18)
- (4) Spezielle Kosten- und Schadenfunktionen (Tab. 4.19)

Die den vier Blöcken entsprechenden Tabellen bilden in komprimierter Form die zugehörigen Zeilen- und Spaltenvektoren aus dem Ausgangstableau des linearen Programms ab. Um die Konsistenz mit dem im Anhang enthaltenen Computerausdruck zu wahren, übernehmen wir für unsere Modelldarstellung die dort verwendete Symbolik. Dies bedeutet:

- o Die Aktivitäten und Restriktionen werden mit alpha-numerischen Kurzbezeichnungen belegt, die auf die reale Bedeutung der betreffenden Zeilen und Spalten hinweisen.
- o Die numerischen Koeffizienten in der Matrix werden aus Gründen des Platzbedarfs und der Übersichtlichkeit mit Hilfe eines Buchstabencodes ausgedrückt, der sich auf die Angabe der jeweiligen Größenordnung beschränkt.¹⁾

Die Zeilen und Spalten sind darüber hinaus mit einer über alle Blöcke hinweg fortlaufenden Numerierung versehen, mittels der im Text (z.B. als Gleichung Gl. 4.18 oder als Aktivität A 27) auf sie Bezug genommen werden kann. Soweit die Koeffizienten eine materielle und nicht nur eine formale Bedeutung haben, kennzeichnet ein negatives Vorzeichen einen spezifischen Output, ein positives Vorzeichen einen spezifischen Input je Einheit des darüberstehenden Prozesses.

In der Erklärung der einzelnen Blöcke beschränken wir uns auf die wichtigsten Modellzusammenhänge. Sofern im Modell mehrere strukturell gleichartige Prozeßalternativen oder Restriktionen auftreten, werden jeweils nur einige wenige davon exemplarisch angegeben.

1) Die Codierung erfolgt durch Zuordnung eines bestimmten Buchstabens zu den im Bereich von 10^{-5} und 10^5 jeweils zwischen zwei 10er-Potenzen liegenden Zahlen bzw. zu den beiden außerhalb dieser Grenzen liegenden Zahlenbereichen. Die Zahl 1 wird jedoch immer numerisch dargestellt. Die genauen Entsprechungen sind aus Tab. 4.16 zu entnehmen.

Wir wollen uns nunmehr mit dem Inhalt der vier Teilblöcke näher befassen:

Zu (1): Der in Tab. 4.15 dargestellte Modellteil umfaßt die von uns unterschiedenen Teilprozesse der Zellstoffherstellung einschließlich der innerbetrieblichen Maßnahmen zur Verringerung des Residuenanfalls als Aktivitätsvektoren. Die Entscheidungsvariablen dieses Systemteils sind die Aktivitätsniveaus¹⁾

- o der beiden alternativen Aufschlußprozesse (A2, A3),
- o der verschiedenen, unterschiedlich effizienten Waschverfahren (A4, A5),
- o der vor dem Eindampfen neutralisierten bzw. nicht neutralisierten Ablauge (A9-A12),
- o der Einleitung von Kalzium-Ablauge in die Sprit- bzw. Hefeherstellung (A6),
- o der drei unterschiedlich intensiven Bleichprozesse (A7, A8).

Alle übrigen aufgeführten Aktivitäten (z. B. Holzvorbereitung A1, Laugenverbrennung A14, A15) sind mit diesen Prozessen fest verbunden und stellen somit keine echten Entscheidungsvariablen dar.

Bei den Zeilen des Matrixausschnitts handelt es sich mit einer Ausnahme um Bilanzgleichungen, die den Fluß von Zellstoff bzw. von erfaßter Ablauge (als Träger von Schadstoffen) durch die einzelnen Prozeßstufen sicherstellen und beschreiben. Durch Gl. 4.1 wird die Herstellung von Hackschnitzeln dem durch die Niveaus der Aufschlußprozesse bestimmten Bedarf angepaßt. Über den Austrag aus den Zellstoffkochungen wird mittels Gl. 4.2 bzw. Gl. 4.4 durch Einschleusung in einen der alternativen Waschprozesse verfügt. Der gewaschene Zellstoff wird unter Berücksichtigung der Stoffver-

1) Die zur Beschreibung der einzelnen Aktivitätsniveaus verwendeten Maßgrößen sind aus Tab. 4.15a ersichtlich.

Tab. 4.15

MATRIXAUSSCHNITT 1: PRODUKTION UND INNERBETRIEBLICHE RESIDUENVERMEIDUNG

[illegible]

*) Für die Gln. 4.6, 4.7 und 4.8 werden im Verlauf der Modellauswertungen verschiedene rechte Seiten angesetzt. Dabei sind jedoch immer zwei dieser Werte gleich null. Vgl. hierzu die Ausführungen im Text.

Tab. 4.15a

ERKLÄRUNG DER SPALTEN- UND ZEILENVEKTOREN IN MATIXAUSSCHNITT 1

Abk.	Bedeutung	Dimension
<u>(1) Spaltenvektoren</u>		
PHVORB	Holzvorbereitung	t
PMZ	Zellstoffherstellung (M) ¹⁾	t
PCZ	Zellstoffherstellung (K) ¹⁾	t
PMZLx	Zellstoffwäsche (M), Laugenerfassung nach x	t
PCZLx	Zellstoffwäsche (K), Laugenerfassung nach x	t
PMZBy	Zellstoffbleiche (M), Weißegrad nach y	t
PCZBy	Zellstoffbleiche (K), Weißegrad nach y	t
OMZETS	Ablaugenerfassung (M) ohne Neutralisierung	t
OMZETSN	Ablaugenerfassung (M) mit Neutralisierung	t
OCZETS	Ablaugenerfassung (K) ohne Neutralisierung	t
OCZETSN	Ablaugenerfassung (K) mit Neutralisierung	t
PEVAP	Ablaugeneindampfung	m ³
PMZLV	Ablaugenverbrennung (M)	t
PCZLV	Ablaugenverbrennung (K)	t
OAL/HE	Produktion von Alkohol bzw. Hefe	hl bzw. t
<u>(2) Zeilenvektoren</u>		
HACK	Bilanzgleichung (BG) für Hackschnitzel	t
MZK	BG für Zellstoff (M) ungewaschen, unsortiert	t
MZU	BG für Zellstoff (M) gewaschen, sortiert	t
CZK	BG für Zellstoff (K) ungewaschen, unsortiert	t
CZU	BG für Zellstoff (K) gewaschen, sortiert	t
ZSTBLy	Mengenrestriktion für gebleichten Zellstoff y	t
MZETS	BG für erfaßte Ablaugentrockensubstanz (M)	t
CZETS	BG für erfaßte Ablaugentrockensubstanz (K)	t
EVAPW	BG für Verdampfungswasser	m ³
MZLV	BG für eingedampfte Ablauge (M)	t
CZLV	BG für eingedampfte Ablauge (K)	t
AL/HE	BG für Alkohol bzw. Hefe	hl bzw. t

1) (M) kennzeichnet den Magnesium-, (K) den Kalziumaufschluß.

Tab. 4.16

ERKLÄRUNG DER MATRIXSYMBOLE

Symbol		Bereich
Z		< .000001
Y	.000001	bis .000009
X	.000010	.000099
W	.000100	.000999
V	.001000	.009999
U	.010000	.099999
T	.100000	.999999
I	1.000000	1.000000
A	1.000001	10.000000
B	10.000001	100.000000
C	100.000001	1.000.000000
D	1.000.000001	10.000.000000
E	10.000.000001	100.000.000000
F	100.000.000001	1.000.000.000000
G		> 1.000.000.000000

luste aus der Sortierung¹⁾ in den Gln. 4.3 und 4.5 erfaßt und der Zellstoffbleiche zugeführt. Für die drei im Modell unterschiedenen Sorten von ge-

1) Unser Modell enthält keine Aktivität "Zellstoffsartierung", da hierbei keine Entscheidungsmöglichkeiten bestehen und sich sämtliche damit zusammenhängenden und für uns relevanten Effekte (Abwasser- und Residuenanfall, Sortierverluste) einfacher über die Prozesse der Zellstoffwäsche erfassen lassen.

bleichem Zellstoff bestehen die drei Mengenrestriktionen 4.6, 4.7 und 4.8.¹⁾ Aus unserer Vorentscheidung, in jedem Falle nur eine bestimmte Sorte gebleichten Zellstoffs herzustellen, folgt, daß die rechten Seiten von jeweils zwei dieser Restriktionen auf null, die der dritten auf den der angenommenen Betriebsgröße entsprechenden Wert gesetzt werden.

Um die Modellierung zu vereinfachen, werden Trockensubstanz und Flüssigkeitsmenge (ausgedrückt durch das zum Erreichen der Brennbarkeit zu verdampfende Wasser) der bei der Zellstoffwäsche erfaßten Ablauge im Modell getrennt ausgewiesen. Gl. 4.11 stellt die Eindampfung der überschüssigen Flüssigkeitsmenge sicher. Der Weg der Ablaugentrockensubstanz führt über die Alternativen der Neutralisierung bzw. Nicht-Neutralisierung der Ablauge (Gl. 4.9 bzw. Gl. 4.10) zur Laugenverbrennung (Gl. 4.12 bzw. 4.13). Mittels Gl. 4.14 schließlich wird ggfs. die durch bloßes Abziehen erfaßbare Menge an Kalzium-Ablauge der Sprit- bzw. Hefeherstellung zugeleitet.

Zu (2): Die Modellierung der hier angesprochenen Behandlungs- und Emissionsaktivitäten für die Zellstoffabwässer ist unabhängig von der Art des jeweiligen Aufschlußprozesses. Wir können uns daher bei der Darstellung und Diskussion dieses Modellteils (s. Tab. 4.17) auf die Abwässer eines der beiden Aufschlußverfahren beschränken, wobei wir uns willkürlich für den Magnesiumaufschluß entscheiden.²⁾

Bei der Zellstoffherstellung fallen mit den Eindampfkondensaten, den Abwässern aus der Sortierung und der Zellstoffbleiche drei Abwasserarten an,

-
- 1) Bei gebleichtem Zellstoff unterscheiden wir nicht mehr nach dem Aufschlußprozeß. Vgl. Abschn. 4.2.1.
 - 2) Zur Berücksichtigung der Abwässer aus der Kalziumzellstoffherstellung im Modell bedarf es lediglich der Einführung strukturell gleichartiger Zeilen und Spalten mit entsprechend geänderten Koeffizienten. Vgl. hierzu die Darstellung des vollständigen Modells im Anhang

für die jeweils andere Behandlungsprozeduren in Betracht kommen und die im Modell deshalb getrennt erfaßt werden. Die Abwässer entstehen aus den in Block 1 modellierten Produktionsaktivitäten. Um diesen Zusammenhang zu verdeutlichen, sind die relevanten Zeilen und Spalten¹⁾ aus dem ersten auch in den nun zu diskutierenden zweiten Matrixausschnitt aufgenommen worden.

Die Eindampfkondensate aus neutralisierter (A9) oder nicht neutralisierter Ablauge (A10) werden mittels der Bilanzgleichung 4.15 oder 4.16 entweder in die biologische Reinigung (A21 bzw. A22) eingeschleust oder unmittelbar in den Vorfluter eingeleitet (A23 bzw. A24).

Über die Abwässer der Zellstoffbleiche kann auf vier verschiedene Arten (tertiäres Reinigungsverfahren, biologische Reinigung, kombinierte tertiäre-biologische Reinigung, Emission in unbehandeltem Zustand) verfügt werden. Für jeden aus einem bestimmten Bleichprozeß stammenden Abwasserstrom sind daher vier Aktivitätsvektoren (A17 bis A20) einzuführen, auf die das Abwasser mit Hilfe einer Bilanzgleichung (Gl. 4.17) verteilt wird.

Da unser Modell die Zellstoffsartierung nicht explizit als Teilprozeß enthält, ist der Anfall von Sortierabwasser mit den Aktivitätsniveaus der verschiedenen Waschprozesse gekoppelt. Damit ist gleichzeitig jeder Sortierabwasserstrom in bezug auf seinen vom jeweiligen Grad der Laugenerfassung abhängigen BSB₅- und CSB-Gehalt gekennzeichnet. Die Formulierung der Behandlungsalternativen für diese Abwasserkategorie ist insofern etwas schwierig, als es sich hierbei um Kombinationen aus den drei Maßnahmekategorien

- o Auftrennung der Sortierabwasserführung in zwei Teilströme,
- o mechanische Klärung des gesamten oder eines Teils des Sortierabwassers (mit Faserrückgewinnung),

1) Es handelt sich um die Gln. 4.3, 4.6 und 4.9 sowie die Aktivitäten A4, A7, A9 und A10.

Tab. 4.17a

ERKLÄRUNG DER SPALTEN- UND ZEILENVEKTOREN IM MATRIXAUSSCHNITT 2

Abk.	Bedeutung	Dimension
<u>(1) Spaltenvektoren</u>		
MZL2	Zellstoffwäsche (M), Laucenerfassung 93 %	1
MZB1	Zellstoffbleiche (M), Weißegrad 87 %	t
MZFES	Ablaucenerfassung (M) ohne Neutralisierung	t
MZFESM	Ablaucenerfassung (M) mit Neutralisierung	t
MZB1VT	Bleichereiabwässer: tertiäre Klärung	100 m ³
MZP1KTB	Bleichereiabwässer: tertiär-biologische Klärung	100 m ³
MZB1VE	Bleichereiabwässer: biologische Klärung	100 m ³
MZP1VE	Bleichereiabwässer: keinerlei Klärung	100 m ³
MZEKOB	Eindampfkondensate (ohne Neutralisierung): biologische	m ³
MZEKOMB	Eindampfkondensate (mit Neutralisierung): biologische Klärung	m ³
MZEKOE	Eindampfkondensate (ohne Neutralisierung): keinerlei Klärung	m ³
MZEKONE	Eindampfkondensate (mit Neutralisierung): keinerlei Klärung	m ³
MZL2S1B	Sortierwasser 1: biologische Klärung	60 m ³
MZL2SGB	Sortierwasser 1+2: biologische Klärung	120 m ³
MZL2SGE	Sortierwasser 1+2: keine biologische Klärung	120 m ³
KTKFSGE	Dispositionsalternativen für Sortierabwässer (s. Tab. 4.18)	120 m ³
KTFRSGE		120 m ³
KTKFSGB		120 m ³
KTFRSGB		120 m ³
WTFRSGB		120 m ³
WTFRS1B		120 m ³
WTFRSGE		120 m ³
WTKFS1B		120 m ³
TEWAS	Wassereinleitung in tertiäre Klärstufe	m ³
TEPSB	BSB ₅ -Einleitung in tertiäre Klärstufe	t
TECSE	CSB-Einleitung in tertiäre Klärstufe	t

Tab. 4.17a

(Fortsetzung)

Abk.	Bedeutung	Dimension
(1) <u>Spaltenvektoren</u> (Fortsetzung)		
TBWAS	Wassereinleitung in tertiäre Klärstufe (bei biologischer Nachklärung)	m ³
TBBSB	BSB ₅ -Einleitung in tertiäre Klärstufe (bei biologischer Nachklärung)	t
TBCSB	CSB-Einleitung in tertiäre Klärstufe (bei biologischer Nachklärung)	t
OFASQ2	Rückgewinnung von Fasern 2. Qualität	t
ZUSBEL	zusätzliche Schlammbelastung der biologischen Klärung	t
EMSCHL	Anfall an Klärschlamm	t
OBKLWAS	Abwasserbelastung der biologischen Klärstufe	m ³
OBKLBSB	BSB ₅ -Belastung der biologischen Klärstufe	t
OBKLCSB	CSB-Belastung der biologischen Klärstufe	t
EMWAS	Abwassereinleitung in Vorfluter	1000 m ³
EMBSB	Emission von BSB ₅	t
EMCSB	Emission von CSB	t
EMASTO	Emission von absetzbaren Stoffen	m ³
(2) <u>Zeilenvektoren</u>		
MZU	Bilanzgleichung (BG) für Zellstoff (M) gewaschen, sortiert	t
ZSTBL1	Mengenrestriktion für Zellstoff Weißegrad 87 %	t
MZETS	BG für erfaßte Abaugentrockensubstanz (M)	t
MZEKO	BG für Eindampfkondensate (M), nicht neutralisiert	m ³
MZEKON	BG für Eindampfkondensate (M), neutralisiert	m ³
MZBIAWA	BG für Bleichereiabwasser	m ³
MZL2SW	} Bilanzgleichungen für die Disposition der Sortierabwässer	m ³
SWBIL		m ³
SIS2BIL		m ³
SWBBIL		m ³

Tab. 4.17a

(Fortsetzung)

Abk.	Bedeutung	Dimension
(2) <u>Zeilenvektoren</u> (Fortsetzung)		
BKLAWA	BG für Abwassereinleitung in biologische Klärstufe	m ³
BKLBSBI	BG für BSB ₅ -Einleitung in biologische Klärstufe	t
BKLCSBI	BG für CSB-Einleitung in biologische Klärstufe	t
TEVAS	BG für Abwassereinleitung in tertiäre Klärstufe	m ³
TEBSB	BG für BSB ₅ -Einleitung in tertiäre Klärstufe	t
TECSB	BG für CSB-Einleitung in tertiäre Klärstufe	t
TPVAS	BG für Abwassereinleitung in tertiäre Klärstufe (bei biologischer Nachklärung)	m ³
TRBSB	BG für BSB ₅ -Einleitung in tertiäre Klärstufe (bei biologischer Nachklärung)	t
TECSB	BG für CSB-Einleitung in tertiäre Klärstufe (bei biologischer Nachklärung)	t
EWAS	BG für Abwassereinleitung in Vorfluter	m ³
ERBSB	BG für BSB ₅ -Emissionen	t
ECBSB	BG für CSB-Emissionen	t
EASTO	BG für Emissionen von absetzbaren Stoffen	m ³
FASQ2	BG für Fasern 2. Qualität	t
SCHLAMM	BG für Anfall an Klärschlamm	t
ZSBEL	BG für zusätzliche Schlammbelastung der biologischen Klärstufe	t

- o biologische Reinigung des gesamten oder eines Teils des Sortierabwassers

handelt. Aus den logisch möglichen Verfahrenskombinationen lassen sich unter Berücksichtigung der jeweiligen Unterlassensalternativen acht empirisch sinnvolle Alternativen identifizieren, die zusammen mit den Bezeichnungen der zugehörigen Aktivitätsvektoren in Tab. 4.18 aufgeführt sind.

Gl. 4.19 erfaßt nunmehr den gesamten Anfall an Sortierabwasser ohne Unterscheidung nach der jeweiligen BSB_5 - und CSB-Fracht und stellt seine Einschleusung in eine der acht Dispositionsalternativen sicher. Damit sind die Alternativen der Auftrennung der Abwasserführung und der mechanischen Klärung vollständig beschrieben. Im Falle einer Einleitung in die biologische Reinigung bedarf es jedoch darüber hinaus der Differenzierung der Sortierabwasserströme nach ihrer BSB_5 - und CSB-Fracht. Zu diesem Zweck werden für jeden in dieser Hinsicht zu unterscheidenden Sortierabwasserstrom drei zusätzliche Aktivitätsvektoren mit den Bedeutungen

- o biologische Reinigung des gesamten Sortierabwassers (A26)
- o biologische Reinigung des Abwassers S1 aus der Vorsortierung (A25)
- o keine biologische Reinigung des Sortierabwassers (A27)

eingeführt und über jeweils eine Bilanzgleichung mit dem diesen Abwasserstrom erzeugenden Waschprozeß verbunden (Gl. 4.18). Zwei weitere Gleichungen 4.19 und 4.20 stellen für alle Sortierabwasserströme gemeinsam sicher, daß nur zulässige Paare aus diesen Aktivitäten und den acht globalen Dispositionsalternativen A28 bis A35 realisiert werden können. Jeweils drei Gleichungen sind erforderlich, um die Zuflüsse von Wasser, BSB_5 und CSB in die explizit betrachteten Behandlungsprozesse und sonstigen Verbleibkategorien zu bilanzieren. Im einzelnen handelt es sich hier um die Einleitung von Abwasser in die biologische Kläranlage (Gln. 4.22 bis 4.24), in die tertiäre Reinigungsstufe ohne (Gln. 4.25 bis 4.27) bzw. mit (Gln. 4.28 bis 4.30) nachfolgender biologischer Reinigung und schließlich in die

Tab. 4.18

DISPOSITIONSALTERNATIVEN FOR SORTIERABWASSER

A l t e r n a t i v e n				A k t i v i t ä t s v e k t o r e n	
Nr.	Auftrennen der Abwas- serführung	mechanische Klärung mit Faserrückge- winning 1)	biologische Abwasser- reinigung 1)	Vektor Nr.	Kurzbe- zeichnung
1	nein	0	0	A 28	KTKFSGE
2	nein	SG	0	A 29	KTFRSGE
3	nein	0	SG	A 30	KTKFSGB
4	nein	SG	SG	A 31	KTFRSGB
5	ja	S2	S1+S2	A 32	WTFRSGB
6	ja	S2	S1	A 33	WTFRS1B
7	ja	S2	0	A 34	WTFRSGE
8	ja	0	S1	A 35	WTKFS1B

1) Es bedeuten: 0 = keine Einleitung

SG = Einleitung des gesamten Sortierabwassers

S1 = Einleitung des Abwassers aus der Vorsortierung

S2 = Einleitung des Abwassers aus der Nachsortierung

wobei gilt:

S1 + S2 = SG

Emissionsaktivitäten (Gln. 4.31 bis 4.34)¹⁾. Die restlichen Bilanzgleichungen dieses Modellteils erfassen die durch die mechanische Klärung abgetrennten (und nach Annahme verwertbaren) Fasern zweiter Qualität (Gl. 4.35), den Anfall von Klärschlamm aus der biologischen Abwasserreinigung insgesamt (Gl. 4.36), sowie die hier allein auf die Abscheidung von Feststoffen entfallende Schlammmenge (Gl. 4.37). Zu jeder der genannten Gleichungen existiert eine Behandlungs- oder Dispositionsaktivität, welche die in der Gleichung erfaßten Wasser- bzw. Residuenmengen aufnimmt und ihren weiteren Verbleib erklärt (A36 bis A51).

Die Koeffizienten des abgebildeten Matrixausschnitts erklären sich mit wenigen Ausnahmen selbst, auf die wir kurz eingehen wollen. So sind unter der Aktivität A19, die die Alternative "Einleitung der Bleichereiabwässer in die biologische Reinigung" abbildet, auch Outputkoeffizienten in den Zeilen für die BSB₅- und die CSB-Emissionen zu finden. Wie in Abschnitt 4.2.4 ausgeführt, liegen die BSB₅- und CSB-Abbauwerte für die unmittelbar in die biologische Reinigung eingeschleusten Bleichereiabwässer wesentlich unter denen anderer Zellstoffabwässer. Da diese Unterschiede in den Gleichungen und Aktivitäten, die das biologische Reinigungsverfahren beschreiben, nicht berücksichtigt werden können, ergibt sich daraus u.U. rechnerisch ein zu großer Schadstoffabbau. Die Eintragungen in den Zeilen für die BSB₅- und CSB-Emissionen dienen dazu, diesen Fehler auszugleichen. Die numerischen Werte der Koeffizienten sind gleich den Differenzbeträgen von rechnerischen zu tatsächlichen Abbauleistungen für Bleichereiabwässer.

Auch die unter den Aktivitäten A30 bis A35 in Gln. 4.36 und 4.37 eingetragenen Koeffizienten bedürfen einer Erklärung. Es handelt sich dabei um den zusätzlichen Schlammanfall in der biologischen Reinigungsanlage, der sich aus dem Gehalt der eingeleiteten Abwässer mit Faserstoffen ergibt, die nicht

1) Einschließlich der Bilanzgleichung für die Emissionen an absetzbaren Stoffen.

durch die mechanische Klärung entfernt worden sind. Die getrennte Erfassung dieser Schlämme ist erforderlich, um die mit ihrer Beseitigung verbundenen Kosten berücksichtigen zu können.¹⁾

Zu (3): Der Einsatz von Rohstoffen und Energie zur Durchführung der Produktions- und sonstigen Prozesse läßt sich entweder implizit durch einen entsprechenden Zuschlag zu den jeweiligen Prozeßkosten oder explizit über den Ausweis des mengenmäßigen Verbrauchs berücksichtigen. Die explizite Ermittlung der Verbrauchsmengen erfolgt mit Hilfe von Bilanzgleichungen, wie sie in unserem Modell (s. Tab. 4.19) für eine Reihe wichtiger Produktionsfaktoren dargestellt sind.

Jede Bilanzgleichung bezieht sich auf einen bestimmten Produktionsfaktor. Die pro Einheit einer jeden Produktionsaktivität erforderlichen Einsatzmengen eines Faktors werden als positive, die ggfs. je Aktivitätseinheit eines Prozesses (hier A14 und A15) freigesetzten Mengen des Faktors entsprechend als negative Koeffizienten in die betreffende Zeile des linearen Tableaus eingetragen. Jeder Gleichung ist außerdem eine spezielle Inputaktivität mit dem Koeffizienten -1 zugeordnet, die den rechnerischen Ausgleich ermöglicht, (in unserem Fall die Aktivitäten A52 bis A60). Der von außen zu deckende Bedarf ergibt sich als Summe bzw. Saldo der Produkte aus den Niveaus der Produktionsaktivitäten und ihrer in der betreffenden Zeile stehenden Koeffizienten. Das Niveau der zugehörigen Beschaffungsaktivität entspricht, der Logik der Bilanzgleichungen zufolge, genau dem Nettoverbrauch des Faktors.

Die Berücksichtigung des Wertes der eingesetzten Rohstoff- oder Energiemengen erfolgt durch Eintragung der zutreffenden Kosten je Mengeneinheit

1) Vgl. hierzu Abschn. 4.2.4.

Tab. 4.19a

ERKLÄRUNG DER SPALTEN- UND ZEILENVEKTOREN IN MATRIXAUSSCHNITT 3

Abk.	Bedeutung	Dimension
(1) <u>Spaltenvektoren</u>		
PHVORB	Holzvorbereitung	t
PMZ	Zellstoffherstellung (M)	t
PCZ	Zellstoffherstellung (K)	t
PMZL2	Zellstoffwäsche (M), Laugenerfassung 93 %	t
PCZL2	Zellstoffwäsche (K), Laugenerfassung 91 %	t
PMZB1	Zellstoffbleiche (M), Weißegrad 87 %	t
PCZB1	Zellstoffbleiche (K), Weißegrad 87 %	t
PEVAP	Ablaugeneindampfung	m ³
PMZLV	Ablaugenverbrennung (M)	t
PCZLV	Ablaugenverbrennung (K)	t
KTFRSGE	Sortierwasser 1+2: mechanische Klärung	120 m ³
KTFRSGB	Sortierwasser 1+2: mechanisch-biologische Klärung	120 m ³
WTFRSGB	Sortierwasser 1: biologische Klärung; Sortierwasser 2: mechanisch-biologische Klärung	120 m ³
VTFRS1B	Sortierwasser 1: biologische Klärung Sortierwasser 2: mechanische Klärung	120 m ³
WTFRSGE	Sortierwasser 1: keine Klärung Sortierwasser 2: mechanische Klärung	120 m ³
TECSB	CSB-Einleitung in tertiäre Klärstufe	t
TPCSB	CSB-Einleitung in tertiäre Klärstufe (bei biologischer Nachreinigung)	t
OBKLBSB	BSB ₅ -Einleitung in biologische Klärstufe	t
IPCLZ	Verbrauchsmenge Faserholz	t
IVAS	Verbrauchsmenge Fabrikationswasser	1000 m ³
ISO2	Verbrauchsmenge SO ₂	t
IMGO	Verbrauchsmenge MgO	t

Tab. 4.19a

(Fortsetzung)

Abk.	Bedeutung	Dimension
------	-----------	-----------

(1) Spaltenvektoren (Fortsetzung)

ICAO	Verbrauchsmenge CaO	t
IDAMPF	Verbrauchsmenge Dampf	Gcal
ISTROM	Verbrauchsmenge Strom	1000 kWh
IAKTKO	Verbrauchsmenge Aktivkohle	t
ICHBKL	Verbrauchsmenge Chemikalien für biologische Klärstufe	E

(2) Zeilenvektoren

HACK	Bilanzgleichung (BG) für Hackschnitzel	t
HOLZ	BG für Faserholz	t
WASS	BG für Fabrikationswasser	m ³
SO2	BG für SO ₂	t
MGO	BG für MgO	t
CAO	BG für CaO	t
DAMPF	BG für Dampf	Gcal
STROM	BG für Strom	1000 kWh
AKTKO	BG für Aktivkohle	t
CHBKL	BG für Chemikalien für biologische Klärung	E

als Zielfunktionskoeffizienten der Inputaktivitäten. Durch Manipulation dieser Koeffizienten bei der Modellauswertung läßt sich der Einfluß von Faktorpreisänderungen auf die Optimallösung untersuchen.

Zu (4): Der letzte Matrixausschnitt dient zur Darstellung der modellgerechten Formulierung komplizierter Kosten- und Schadenfunktionen. Tab.

4.20 beinhaltet zwei voneinander unabhängige Komplexe, nämlich

- o die Linearisierung der Kostenfunktionen für die biologische Abwasserreinigung und
- o die Umrechnung der Emission abwasserbelastender Substanzen in Schadeinheiten gemäß der Bewertungsformel des geplanten Abwasserabgabengesetzes (AbwAG).

Befassen wir uns zunächst mit der Linearisierung der Kostenfunktionen.

Wie in Abschnitt 4.2A ausgeführt, unterliegen sowohl die von der hydraulischen als auch die von der BSB₅-Belastung abhängigen Kosten der biologischen Abwasserreinigung einer erheblichen Größendegression. Die Kostenfunktionen sind daher nicht nur nichtlinear, sondern auch nichtkonvex. Dies hat zur Folge, daß bei einer Annäherung der Funktion durch einen gebrochenen Geradenzug die einzelnen Geradenstücke nicht von selbst in der richtigen Reihenfolge aktiviert werden, sondern dies durch die Einführung von "Nachbarschaftsbedingungen" erzwungen werden muß.¹⁾

Das von uns verwendete Computerprogramm für die lineare Optimierung²⁾ enthält eine Lösungsprozedur für derartige Probleme, die auf der sog.

-
- 1) Vgl. hierzu unsere Ausführungen in den Abschnitten 2.3.2 und 4.2.4 sowie die dort angegebene Literatur. Es sei vor allem noch einmal darauf hingewiesen, daß in diesem Fall eine errechnete optimale Lösung nur als lokales Optimum klassifiziert werden kann.
 - 2) Es handelt sich, wie in Abschnitt 4.2.4 bereits erwähnt, um MPS/360 von IBM.

"Delta-Methode" zur Approximation nichtlinearer Funktionen beruht. Ohne auf die mathematischen Grundlagen dieser Methode näher einzugehen, wollen wir im folgenden die computergerechte Aufbereitung der nichtlinearen Funktionen unseres Modells zeigen.¹⁾

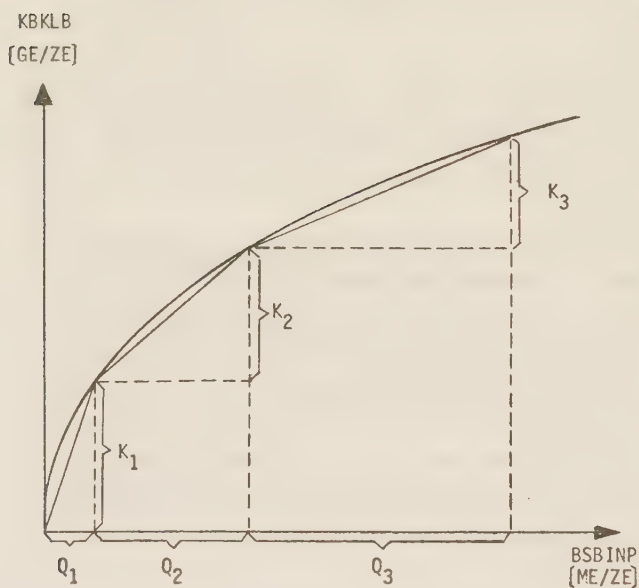


Fig. 4.2: Linearisierung der von der BSB_5 -Belastung abhängigen Kosten einer biologischen Abwasserreinigungsanlage

1) Eine vollständige und ausführliche Beschreibung der "Delta-Methode" findet sich bei Hadley (1969), S. 151 ff.

Tab. 4.20
MATRIXAUSSCHNITT 4: SPEZIELLE KOSTEN- UND SCHADENFUNKTIONEN

Aktivitäts-Nr.	43	45	46	48	49	50	51	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75
Z	0	0	E	E	E	E	E	$\underbrace{K...K}$	$\underbrace{K...K}$	B	B	B	B	B	S	S	S	S	S	S	S	E
U	B	B	M	M	M	M	B	B	B	S	S	S	S	S	L	E	E	E	E	E	M	
S	K	K	W	B	C	A	K	K	K	B	B	B	B	B	S	C	C	C	A	S	S	
B	L	A	S	S	S	L	L	L	L	A	A	A	A	A	E	S	S	S	S	S	E	
E	W	B	S	B	B	T	W	B	B	4	4	7	7	1	C	A	B	B	B	T	O	
L	A	S					0	1	6	1	8	0	1	5	6	0	S	S	1	2	3	
S	B															0	B	T			G	
KOBKLW																						(4.47)
KOBKLB10																						(4.48)
VSECSB																						(4.49)
VSEAST																						(4.50)
ESEOG																						(4.51)
ESEMG																						(4.52)
BSBAB8																						(4.53)
RESTR1																						(4.54)
RESTR2																						(4.55)

= 0
= 0
= 0
= 0
= 0
= B
≤ 0
≤ 0

D....E A....B
-1 -1 U U T T
-1 -1 -T -T -A -T C
-T -T -T -T C
B V B V B S V V
-C -C V V
1

Tab. 4.20a

ERKLÄRUNG DER SPALTEN- UND ZEILENVEKTOREN IN MATRIXAUSSCHNITT 4

Abk.	Bedeutung	Dimension
<u>(1) Spaltenvektoren</u>		
ZUSBEL	zusätzliche Schlammbelastung der biologischen Klärung	t
OBKLWAS	Abwasserbelastung der biologischen Klärstufe	m ³
OBKLB5B	BSB ₅ -Belastung der biologischen Klärstufe	t
EMWAS	Abwassereinleitung in Vorfluter	1000 m ³
EMBSB	Emission von BSB ₅	t
EMCSB	Emission von CSB	t
EMASTO	Emission von absetzbaren Stoffen	m ³
KBKLW1	} Teilmengen der Abwassereinleitung in die biologische Klärstufe (für Kostenfunktion)	m ³
KEKLW6		
KPKLB1	} Teilmengen der BSB ₅ -Einleitung in die biologische Klärstufe (für Kostenfunktion)	t
KBKLB8		
BSBA40	} Hilfsvariable zur Ermittlung des BSB ₅ -Abbaus	E
BSBA100		
SLSECSB	Schlupfvariable für Schadeinheiten aus CSB	E
SLSEAST	Schlupfvariable für Schadeinheiten aus Asto	E
SECSB1	Schadeinheiten aus CSB	E
SECSB2	Schadeinheiten aus CSB, 25 % Gutschrift für BSB ₅ -Abbau	E
SECSB3	Schadeinheiten aus CSB, 50 % Gutschrift für BSB ₅ -Abbau	E
SEAST	Schadeinheiten aus absetzbaren Stoffen	E
EMSEOG	Emission von Schadeinheiten	E
EMSEMG	Emission von Schadeinheiten (mit Gutschrift für BSB ₅ -Abbau)	E
<u>(2) Zeilenvektoren</u>		
KOBKLW	Bilanzgleichung für Abwasser in biologische Klärung	m ³
KOBKLBIO	BG für BSB ₅ -Einleitung in biologische Klärung	t
VSECSB	Berechnungsgleichung für SE aus CSB	t
VSEAST	Berechnungsgleichung für SE aus Asto	m ³
ESEOG	BG für emittierte Schadeinheiten	E
ESEMG	BG für emittierte Schadeinheiten (mit BSB ₅ -Gutschrift)	E
BSBABB	BG zur Ermittlung des BSB ₅ -Abbaus	t
RESTR1	} Koppelungsrestriktionen für ermäßigte SE-Zahlen mit jeweils geforderten BSB ₅ -Abbauwerten	E
RESTR2		

Betrachten wir als Beispiel die Funktion der von der BSB₅-Belastung BSBINP abhängigen Kosten, KBKLB, die etwa die in Fig. 4.2 gezeigte Form haben könnte. Der jeweilige Wert von BSBINP ergibt sich im Modell als Funktion der Einleitung BSB₅-verursachender Substanzen OBKLBSB und der Zusatzbelastung des Schlammbehandlungsteils ZUSBEL aus der Gleichung

$$(-0,4) \cdot \text{ZUSBEL} - \text{OBKLBSB} + \text{BSBINP} = 0 \quad (4.48)^{1)2)}$$

Die zugehörigen Kosten KBKLB sind in der Zielfunktion ZF durch den nicht-linearen Term $f(\text{BSBINP})$ enthalten:

$$\text{ZF} = \dots + f(\text{BSBINP}) + \dots$$

Wir zerlegen den als relevant erscheinenden Bereich des Arguments BSBINP in eine Reihe von (hier) 8 aufeinanderfolgenden Intervallen $Q_1, \dots, Q_8$, und bestimmen für jeden dieser Argumentabschnitte die zugehörige Differenz des Funktionswertes KBKLB, die wir mit $K_1, \dots, K_8$ bezeichnen. Als nächstes führen wir zu jedem Wertepaar (Q_i, K_i) eine Entscheidungsvariable KBKLB_i ein, die wie folgt definiert ist:

$$0 \leq \text{KBKLB}_i \leq 1 \quad (i=1, \dots, 8) \quad (4.56)$$

und

$$\text{KBKLB}_i = \begin{cases} 0, & \text{wenn } \text{KBKLB}_{i-1} < 1 \\ \geq 0 & \text{sonst} \end{cases} \quad (i=2, \dots, 8) \quad (4.57)$$

-
- 1) Die Nummern der Gleichungen beziehen sich auf ihre endgültige Darstellung in Tab. 4.20.
 - 2) Die Aktivität ZUSBEL erfaßt die Schlammmenge, die sich in der biologischen Kläranlage aus der Abscheidung eingeleiteter Faserstoffe ergibt, und die in dem durch den BSB₅-Abbau verursachten Schlammanfall nicht enthalten ist. Der erhöhte Schlammanfall erfordert eine größere Auslegung der davon betroffenen Anlagenteile (Eindicker, Entwässerung) und verursacht damit Mehrkosten. Wie in Abschnitt 4.2.4 begründet, berücksichtigen wir diese indirekt, indem wir die für die Kostenbestimmung relevante BSB₅-Menge um das 0,4-fache des zusätzlichen Schlammgewichts erhöhen. Damit ist gleichzeitig auch der in Gl. 4.48 eingetragene Koeffizient erklärt.

Mittels dieser Variablen lassen sich für die BSB_5 -Belastung BSBINP und die daraus resultierenden Kosten KBKLB der biologischen Abwasserreinigung folgende Ausdrücke bilden:

$$Q_1 * KBKLB_1 + Q_2 * KBKLB_2 + \dots + Q_8 * KBKLB_8 = BSBINP \quad (4.58)$$

$$K_1 * KBKLB_1 + K_2 * KBKLB_2 + \dots + K_8 * KBKLB_8 = KBKLB \quad (4.59)$$

Wir verwenden nunmehr die linken Seiten der Gln. 4.58 und 4.59, um damit in unserem Modell die beiden Terme BSBINP in Gl. 4.48 und $f(BSBINP)$ in der Zielfunktion zu ersetzen. Außerdem führen wir für jede Variable $KBKLB_i$ eine Obergrenze von 1 ein.¹⁾

Es ist evident, daß die beiden Beziehungen 4.56 und 4.57 die Formalisierung der für den ordnungsgemäßen Basiseintritt erforderlichen Nachbarschaftsbedingungen darstellen. Allerdings läßt sich die durch Gl. 4.59 ausgedrückte logische Beschränkung der Werte der Entscheidungsvariablen $KBKLB_i$ nicht in ein klassisches lineares Modell aufnehmen. Um sie trotzdem zu berücksichtigen, sind externe Eingriffe in den Lösungsalgorithmus erforderlich. Diese werden, sofern notwendig, bei dem von uns verwendeten Computerprogramm durch eine im Programm enthaltene Hilfsprozedur vorgenommen. Um diese Prozedur in Gang zu setzen, genügt es, die Variablen $KBKLB_i$ im Programm als "logische" Variable zu kennzeichnen.

-
- 1) Zur Begrenzung einer einzelnen Variablen auf einen Maximal- oder Minimalwert ist es bei unserem Computerprogramm nicht erforderlich, eine zusätzliche Restriktion einzuführen, sondern es genügt die Angabe der entsprechenden Ober- bzw. Untergrenze in der sogenannten BOUNDS-Sektion der Dateneingabe. (Vgl. hierzu den Ausdruck der eingegebenen Daten in Anhang 1.) Dies ist offensichtlich darin begründet, daß sich obere und untere Schranken für einzelne Variable durch geeignete Veränderungen der Koeffizientenmatrix mit wesentlich geringerem Aufwand berücksichtigen lassen als durch explizite Angabe von Restriktionen. Vgl. hierzu Krekó (1968), S. 77 ff. und S. 230 ff.

Die Linearisierung des von der Abwasserbelastung abhängigen Teils der Kostenfunktion erfolgt analog zu der eben beschriebenen Vorgehensweise (s. Gl. 4.47).¹⁾

Wenden wir uns nunmehr der Umrechnung der Emissionsmengen abwasserbelastender Stoffe in Schadeinheiten nach dem geplanten Abwasserabgabengesetz (AbwAG) zu. Ausgangspunkt für die folgenden Ausführungen ist die im Gesetzentwurf vorgesehene Bewertungsformel, die bereits in Abschnitt 3.3.3 dieser Arbeit vorgestellt wurde und die wir der Einfachheit halber hier ein zweites Mal angeben:

$$S = Q(0,45[A-A_0] + 0,55 \frac{CSB-CSB_0}{80} + 0,1 \frac{G_B+G_F}{2}) \quad (3.1)$$

Wir verkürzen nun die Formel um den Giftigkeitsterm $0,1(G_B+G_F)/2$ und erhöhen zum Ausgleich den Gewichtungsfaktor für die Schädlichkeit des CSB um 3 % von 0,55 auf 0,5665.²⁾ Des weiteren führen wir, da unser Modell Schadstoffmengen und nicht Schadstoffkonzentrationen ausweist, die in Gl. 3.1 enthaltene Multiplikation mit Q durch und gelangen unter Verwendung der Symbole

EMWAS(=Q/1000) = Emissionsmenge Wasser in m³/Tag

EMAST(=Q_A/1000) = Emissionsmenge absetzbare Stoffe in l/Tag

EMCSB(=Q_{CSB}/1000) = Emissionsmenge CSB in kg/Tag

zu folgendem Ausdruck:³⁾

$$S = 0,45(EMAST - 0,1EMWAS) + 7,08(EMCSB - 0,015EMWAS) \quad (4.60)$$

-
- 1) Die Gleichungen 4.56 bis 4.60 treten im linearen Programm nicht auf.
 - 2) Wie in Abschn. 3.3.3 dieser Arbeit ausgeführt, läßt sich der Beitrag der Giftigkeit von Zellstoffabwasser zur Schädlichkeit durch einen 3 %igen Zuschlag zu den jeweiligen CSB-Schadeinheiten ausreichend berücksichtigen. Vgl. dazu Rincke, Irmer, Götttsching und Dalpke (1975), S. 87.
 - 3) Der Koeffizient für den CSB von 7,08 ergibt sich aus der Durchführung der Division 0,5665/0,08.

Da die mit dem Abwasser emittierten absetzbaren Stoffe in unserem Modell durch ihr Gewicht erfaßt werden, bei der Ermittlung der darauf entfallenden Schadeinheiten aber ihre volumetrisch bestimmte Menge in Ansatz zu bringen ist, muß ein geeigneter Umrechnungsfaktor gefunden werden. Aufgrund einiger grober Datenangaben in der Literatur nehmen wir das Verhältnis der volumetrisch zu der gravimetrisch ermittelten Menge an absetzbaren Stoffen (notgedrungen ziemlich willkürlich) mit 40 l je kg an.¹⁾

Um die Wirkung einer unterschiedlichen Ausgestaltung des AbwAG untersuchen zu können, sehen wir im Modell die Bewertung der emittierten Schadstoffmengen in Schadeinheiten SE einmal ohne und einmal unter Berücksichtigung der in § 36 des Entwurfs in Aussicht gestellten Abgabenermäßigung für eine BSB₅-Reduzierung vor. Während sich die Schädlichkeit des Abwassers im ersten Fall wie in Gl. 4.60 dargestellt berechnet, bewirkt im zweiten Fall eine mindestens 40 bzw. 75 %ige BSB₅-Verminderung eine 25 bzw. 50 %ige Herabsetzung der nach Gl. 4.60 auf den CSB entfallenden Schadeinheiten.²⁾

Tab. 4.20 enthält zunächst zwei Gleichungen 4.49 und 4.50 zur Bestimmung der nach Subtraktion der Abzugswerte verbleibenden und in Schadeinheiten SE umzurechnenden Mengen an absetzbaren Stoffen und an CSB. Die Bruttoschadstoffmengen werden mittels geeigneter Koeffizienten aus den entsprechenden Emissionsaktivitäten A50 und A51 übernommen, die jeweiligen Abzugswerte mit dem Abwasseranfall A49 gekoppelt. Jeder der beiden Gleichungen ist eine künstliche Aktivität A68 bzw. A69 zugeordnet, um das rechnerisch mögliche Auftreten negativer Nettoschadstoffmengen (EMAST-0, 1EMWAS)⁻ bzw. (EMCSB-0, 015EMWAS)⁻ zu kompensieren. Positive Nettomengen an absetzbaren Stoffen werden mittels einer (A73), an CSB mittels dreier künstlicher

1) Vgl. hierzu Rincke, Irmer, Götsching und Dalpke (1975), S. 50 f. und S. 89. Der von uns gewählte Wert für das spezifische Volumen der absetzbaren Stoffe dürfte eher etwas zu niedrig als zu hoch sein.

2) Vgl. dazu Abschnitt 3.3.3 dieser Arbeit.

Aktivitäten (A70, A71, A72) erfaßt, in Schadeinheiten umgerechnet und in zwei hierfür vorgesehene Bilanzgleichungen transferiert. Gl. 4.51 weist die ohne Berücksichtigung einer Gutschrift für den BSB_5 -Abbau ermittelten Schadeinheiten aus. Dementsprechend betragen in diesem Fall die Umrechnungskoeffizienten¹⁾ für absetzbare Stoffe 0,45 (SE/l) und für CSB generell 7,08 (SE/kg). Abweichend davon sind in Gleichung 4.52, der die Bewertungsformel mit einer Gutschrift für eine BSB_5 -Reduzierung zugrunde liegt, unter den drei für die CSB-Umrechnung eingeführten Aktivitäten der Reihe nach die Koeffizienten¹⁾ 7,08, 5,31 (25 % Gutschrift) und 3,54 (50 % Gutschrift) einzutragen. Der Umrechnungskoeffizient¹⁾ für absetzbare Stoffe beträgt auch hier 0,45. Die nach den beiden Versionen ermittelten Schädlichkeiten S (Gesamtzahl der SE) werden durch die Aktivitäten A74 und A75 ausgewiesen.

Nach der Aufbereitung der Schadenformel für unser lineares Modell müssen wir noch sicherstellen, daß die ermäßigten Umrechnungssätze für den CSB nur dann in Ansatz gebracht werden, wenn die gesetzlichen Voraussetzungen hierfür auch tatsächlich vorliegen. Wir lösen diese Aufgabe in zwei Konstruktionsschritten. Zunächst befassen wir uns mit der Feststellung des jeweils realisierten BSB_5 -Abbaus im Modell und führen sodann die logische Kopplung zwischen den im Modell ermittelten BSB_5 -Abbauwerten und den in Abhängigkeit davon gültigen CSB-Umrechnungssätzen durch. Beide Probleme lassen sich jedoch im linearen Modellkonzept nur in (hier allerdings ziemlich guter) Näherung bewältigen.

Grundlage für unser Vorgehen beim ersten Schritt ist die Mengenrelation

$$BSB_5\text{-Emission} + BSB_5\text{-Abbau} = BSB_5\text{-Urbelastung.}$$

Wir führen als erstes einen vernünftigen Schätzwert Z für die a priori unbekannte, weil entscheidungsabhängige effektive BSB_5 -Urbelastung ein.²⁾

-
- 1) Das Vorzeichen dieser Koeffizienten ist jeweils negativ.
 - 2) Eine Abweichung des Schätzwerts vom tatsächlichen Wert müssen wir notgedrungen in Kauf nehmen.

Damit ist es möglich, den zum Wirksamwerden der niedrigeren CSB-Bewertungen erforderlichen BSB₅-Abbau in absoluten Mengen anzugeben und durch Vergleich dieser Schwellwerte mit dem jeweiligen tatsächlichen BSB₅-Abbau die gerade gültige CSB-Umrechnung zu bestimmen. Zu diesem Zweck zerlegen wir Z in fünf Teilmengen Z₁, ..., Z₅, die folgendermaßen definiert sind:

$$Z_1 = 0,400Z$$

$$Z_2 = 0,001Z$$

$$Z_3 = 0,349Z$$

$$Z_4 = 0,001Z$$

$$Z_5 = 0,249Z$$

Wie man sieht, stellen Z₁ = 0,4Z sowie Z₁+Z₂+Z₃=0,75 Z die kritischen BSB₅-Abbaumengen dar, bei deren Überschreiten jeweils günstigere Umrechnungssätze für den CSB in Kraft treten. Diesen Teilmengen ordnen wir nun künstliche Aktivitäten BSBA40, ..., BSBA100 zu, für die gilt

$$0 \leq \text{BSBA40} \leq 1$$

$$\vdots$$

$$0 \leq \text{BSBA100} \leq 1$$

Damit läßt sich die oben angegebene Mengenrelation zu folgender, in Tab. 4.20 enthaltenen Restriktion umformen:

$$\begin{aligned} \text{EMBSB} + Z_1 * \text{BSBA40} + Z_2 * \text{BSBA41} + Z_3 * \text{BSBA75} + \\ + Z_4 * \text{BSBA76} + Z_5 * \text{BSBA100} = Z \end{aligned} \quad (4.53)$$

Um sicherzustellen, daß die Variablen BSBA40, ..., BSBA100 in der richtigen Reihenfolge in die Basis aufgenommen werden, definieren wir sie, analog zu unserem Vorgehen bei den nichtlinearen Kostenfunktionen, im Programm als "logische" Variable, wodurch bei einem Basiseintritt die Nachbarschaftsbedingungen eingehalten werden.

Nunmehr müssen wir die Koppelung zwischen den Aktivitäten BSBA41 und BSBA76, deren Eintritt in die Basis das Überschreiten der kritischen BSB₅-Abbauwerte anzeigt, und den in diesen Fällen gültigen Bewertungsvektoren SECSB2 und SECSB3 herstellen. Hierzu führen wir zwei Restriktionen ein, welche die Obergrenze der Bewertungsaktivitäten proportional von den Niveaus der sie in Kraft setzenden Aktivitäten abhängig machen:

$$-1000BSBA41 + 0.001SECSB2 \leq 0 \quad (4.54)$$

$$-1000BSBA76 + 0.001SECSB3 \leq 0 \quad (4.55)$$

Die von uns verwendeten Zahlenwerte für die Koeffizienten lassen bereits bei minimalen Niveaus der Aktivitäten BSBA41 bzw. BSBA76 ausreichend hohe Niveaus der jeweils gültigen Bewertungsaktivitäten zu. Sie können im übrigen willkürlich gewählt werden.

Abschließend wollen wir noch die Zielfunktion unseres Teilmodells I in kompakter Form darstellen. Zu diesem Zweck vereinfachen wir die bei der Beschreibung der vier Matrixausschnitte verwendete Symbolik und führen folgende Bezeichnungen ein:

$$P_i = \text{Aktivitätsniveau des Produktions(teil)prozesses } i \quad (i=1, \dots, I)$$

$$R_j = \text{Aktivitätsniveau des Prozesses } j \text{ zur Residuenvermeidung} \quad (j=1, \dots, J)$$

$$N_g = \text{Produktionsmenge des Beiprodukts } g \quad (g=1, \dots, G)$$

$$B_n = \text{Aktivitätsniveau des Behandlungsverfahrens } h \quad (n=1, \dots, H)$$

$$F_l = \text{Verbrauchsmenge von Produktionsfaktor } l \quad (l=1, \dots, L)$$

$$E_k = \text{Emissionsmenge von Schadstoff } k \quad (k=1, \dots, K)$$

Des weiteren bezeichnen wir die spezifischen Kosten je Einheit der Aktivitätsniveaus, der Produktionsfaktoren und der Schadstoffemissionen¹⁾ mit c_i^P , c_j^R , c_k^B , c_l^F und c_k^E , die Verkaufspreise für die Beiprodukte mit v_g und die entscheidungsabhängigen Gesamtkosten der Zellstoffherstellung mit C . Damit läßt sich die Zielfunktion des Modells wie folgt anschreiben:

$$C = \sum_i P_i c_i^P + \sum_j R_j c_j^R - \sum_g N_g v_g + \sum_h B_h c_h^B + \sum_l F_l c_l^F + \sum_k E_k c_k^E \quad (4.61)$$

Die Zielfunktion ist bezüglich der Aktivitätsniveaus, der Faktoreinsatzmengen und der Emissionsmengen zu minimieren.

Das vollständige Modell der Papierzellstofffabrik umfaßt (einschließlich der Zielfunktion) 97 Zeilen und (ohne Schlupfvariable) 170 Spalten, das der Kunstfaserzellstofffabrik entsprechend 82 Zeilen und 147 Spalten.

1) Die Kostenkoeffizienten für die Schadstoffemissionen beinhalten sowohl die Kosten notwendiger Dispositionsmaßnahmen (z.B. Abfuhr und Deponierung fester Abfälle) als auch gegebenenfalls erhobene Emissionsabgaben.

4.3 Teilmodell II: Innerbetriebliche Wasserwirtschaft und Abwasserreinigung in der Papierfabrikation

4.3.1 Produktionsbedingungen und Umweltbelastungen in der Papierindustrie

Die Dominanz der Abwasserfragen gegenüber Problemen der Luftverschmutzung und der Beseitigung fester Abfälle ist in der Papierindustrie noch stärker ausgeprägt als in der Zellstoffbranche.¹⁾ Die Erklärung hierfür liegt in der gegenwärtigen Technologie der Papierherstellung, die "auf der Blattbildung aus hochverdünnter Faserstoffsuspension begründet"²⁾ ist. Hierzu sind erhebliche Wassermengen (bis zu 1000 m³/t Produkt) erforderlich.

In der Praxis ist der Frischwasserbedarf und der daraus erwachsende Abwasseranfall meist geringer als die für die Produktion erforderliche Wassermenge, weil von der Möglichkeit der Mehrfachnutzung des Wassers durch Kreislaufführung Gebrauch gemacht wird. Für den Umfang der Kreislaufführung sind ökonomische Überlegungen und technische Möglichkeiten maßgebend. Der ökonomische Anreiz liegt darin, durch Mehrfachnutzung den Verlust der im Abwasser enthaltenen Fasern und Hilfsstoffen weitgehend zu vermeiden. So reißt der durch die Maschen des Papiermaschinen Siebes von selbst ablaufende Teil des Suspensionswassers erhebliche Mengen des aufgebrauchten Stoffes (eine amerikanische Studie spricht von fast 50 %)³⁾ mit sich, die durch

-
- 1) Gasförmige Residuen entstehen in geringem Umfang aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe zur Deckung des eigenen Wärme- und Energiebedarfs. Eine wesentlich größere Rolle spielt "der Zwang zur Beseitigung von aus dem Altpapier aussortierten Abfällen sowie von Rinden bei der Verarbeitung rindenhaltigen Holzes zur Holzschlifferzeugung und von Schlämmen, die aus der Abfallreinigung resultieren." (Rinke, Irmer, Göttching, Dalpke, 1975, S. 72). Hier dürften jedoch, die Schlämme ausgenommen, die Mengenprobleme und nicht Schadenwirkungen im Vordergrund stehen.
 - 2) Rinke, Irmer, Göttching und Dalpke (1975), S. 74.
 - 3) FWPCA (1967), S. 8.

Rückführung des aufgefangenen Wassers und seine Wiederverwendung im Verdünnungsteil der Papiermaschine zurückgehalten werden können. Die Mehrfachnutzung von Fabrikationswasser ist allerdings aus technischen Gründen nicht unbeschränkt möglich, insbesondere nicht in Form der oben besprochenen einfachen Rückführung.

Die nicht rezirkulierbaren Fabrikationsabwässer werden, sofern sie genügend wiedereinsatzfähige Fasern und Füllstoffe enthalten, um eine solche Behandlung wirtschaftlich zu rechtfertigen, vor ihrer Ableitung aus dem Betrieb durch sogenannte Stofffänger geführt. Trotz dieser Maßnahme entstehen noch erhebliche Stoffverluste, die einerseits den spezifischen Materialeinsatz für die Papierherstellung erhöhen und andererseits zu Abwasserbelastungen führen, die angesichts zunehmend strengerer Wassergüteanforderungen den Einsatz weiterer Reinigungsverfahren erforderlich machen.

Produktionsbedingter Wasserverbrauch, Abwasseranfall und Schadstoffbelastung hängen wesentlich von der erzeugten Papierqualität ab. Tendenziell kann festgestellt werden, daß eine bessere Papierqualität einen höheren spezifischen Wasserbedarf bedingt. Dies gilt sowohl für den Frischwasserbedarf als auch für die gesamte Fabrikationswassermenge (= Frischwasser + Kreislaufwasser). Eine analoge Aussage in bezug auf die Schmutzfracht im Abwasser kann jedoch nicht gemacht werden.

Für unser weiteres Vorgehen ist es daher zweckmäßig, einige Kategorien von Papierfabriken zu bilden, die sich nach ihren Hauptproduktarten unterscheiden. Dabei liegt es nahe, sich an der für die in Abschnitt 3.3.2 bereits erwähnten Untersuchung des VDP vorgenommenen Einteilung zu orientieren.

Die dort unterschiedenen 8 Erzeugungskategorien fassen wir unter Vernachlässigung einer einzelnen davon zu vier Gruppen zusammen, die einen noch akzeptablen Homogenitätsgrad aufweisen (s. Tab. 4.21).

Tab. 4.21

EINTEILUNG DER PAPIERFABRIKEN NACH HAUPTPRODUKT-
ARTEN

Einteilung VDP		Einteilung im Modell	
Nr.	Produktart	Nr.	Produktart
1	Holzfreie Papiere	1	Holzfreie Papiere
2	Holzhaltige Papiere	2	Holzhaltige Papiere
3	Gestrichene Papiere	3	Gestrichene Papiere und Pappe
4	Zeitungsdruckpapier		
5	Papier aus Altpapier	4	AP- und sonstige Papiere, Pappen und Karton
6	Gestrichener Karton		
7	Übriger Karton und Pappe		
8	Sonstige Sorten		keine Entsprechung

Quelle: Götsching und Dalpke (1974), S. 722; Information Dalpke (1975).

Für die von uns unterschiedenen Produktkategorien werden im folgenden die in Tab. 4.22 angegebenen Werte für den spezifischen Abwasseranfall sowie die darin enthaltenen Belastungen angenommen. Sie beziehen sich auf eine einfache und mit geringem Aufwand zu erreichende Organisation des innerbetrieblichen Wasserhaushalts und sollten in etwa den derzeit im Durchschnitt realisierten Stand der Technik repräsentieren. Es sei jedoch gleichzeitig auf die in Tab. 3.7 aufgeführten Zahlen aus der VDP-Untersuchung hingewiesen, die zeigen, daß selbst innerhalb einer einzelnen Werksgruppe Unterschiede in den Belastungswerten von teilweise mehr als einer Zehnerpotenz vorzufinden sind.

Tab. 4.22

MODELLEDATEN FÜR SPEZIFISCHEN ABWASSERANFALL,
SCHADSTOFFANFALL UND STOFFVERLUST BEI EINFACHER
ORGANISATION DES WASSERHAUSHALTS IN PAPIERFABRIKEN

Produkt- gruppe	Abwas- seran- fall m ⁴ /t	BSB ₅ - Fracht kg/t	CSB- Fracht kg/t	Absetz- bare Stoffe l/t	Stoff- verluste %	Stoff- kosten DM/t
Holzfreie Papiere	80	4,5	11,0	2400	3	800
Holzhaltige Papiere	50	6,5	14,5	1600	3	500
Gestrichene Papiere + Kartons	40	7,5	15,0	2000	3	500
Papiere + Pappen aus Altpapier	40	9,0	19,0	2000	3	300

Quelle: Information Dalpke (1975).

Die Kosten für interne und externe Maßnahmen zur Verbesserung der Abwasserprobleme bei der Papierherstellung unterliegen im allgemeinen einer beträchtlichen Größendegression. Um diesen Effekt bei den Modellauswertungen berücksichtigen zu können, werden für jede der betrachteten Produktkategorien drei verschiedene Betriebsgrößen unterschieden (s. Tab. 4.23).

Tab. 4.23

MODELLANNAHMEN ÜBER DIE BETRIEBSGRÖSSE

Produktgruppe	Betriebsgröße in tato		
	klein	mittel	groß
Holzfreie Papiere	50	110	160
Holzhaltige Papiere	100	200	300
Gestrichene Papiere und Karton	120	220	300
Papiere + Pappen aus Altpapier	60	100	150

4.3.2 Residuenvermeidung durch Einengung der Wasserkreisläufe

Wie ein Vergleich der von uns angenommenen Durchschnittswerte für den Abwasseranfall (Tab. 4.22) mit den entsprechenden Minimumangaben in Tab. 3.7 erkennen läßt, sind die Möglichkeiten zur Einengung der Fabrikationswasserkreisläufe derzeit noch bei weitem nicht ausgeschöpft. Wenn dies bisher noch nicht geschehen ist, so deshalb, weil die Betriebe keine Veranlassung dazu sahen, die dafür notwendigen Kosten in Kauf zu nehmen. Dies könnte sich jedoch ändern, wenn die Schadstoffemissionen durch staatliche Anordnungen begrenzt oder durch Abgaben belastet werden.

Von einer weiteren Einengung der Wasserkreisläufe in der Papierherstellung sind zwei positive Wirkungen im Bereich des betrieblichen Umweltschutzes zu erwarten:

- (1) Eine gewisse Verringerung der Stoffverluste (Kosteneinsparung) und, daraus resultierend, eine Minderung der Schmutzfracht des Abwassers, vorwiegend der absetzbaren Stoffe, in geringerem Umfang aber auch der die BSB₅- und CSB-Belastungen verursachenden gelösten Substanzen.
- (2) Eine Senkung der Kosten für die Abwasserreinigung, zum einen, weil wegen der geringeren Abwassermenge die Anlagen kleiner dimensioniert werden können, zum anderen, weil auch die zu beseitigenden Schadstoffmengen kleiner geworden sind.

Die in Tab. 4.24 enthaltenen Zahlen geben die bei entsprechendem Anreiz oder Zwang von einer breiten Zahl von Betrieben durch verstärkte Kreislauf-führung des Fabrikationswassers in Verbindung mit einer intensivierten Stoff-rückgewinnung prinzipiell erreichbaren Abwasser- und Schadstoffwerte an.

Die Kosten für die dazu notwendigen Maßnahmen werden für alle Produktgruppen mit DM 12/t Produkt für kleine, DM 11/t für mittlere und DM 10/t für große Betriebe angesetzt, die Kosten für die in altpapierverarbeitenden Betrieben mögliche völlige Kreislaufschließung analog mit DM 28, DM 24 und DM 20 je t Produkt.¹⁾

Tab. 4.24

MODELLEDATEN FÜR SPEZIFISCHEN ABWASSERANFALL,
SCHADSTOFFANFALL UND STOFFVERLUST BEI WEITGEHENDER
KREISLAUFSCHLIEßUNG UND STOFFRÜCKGEWINNUNG

Produkt- gruppe	Abwas- ser- anfall m ³ /t	BSB ₅ - Fracht kg/t	CSB- Fracht kg/t	ASto- Fracht l/t	Stoff- verluste %
Holzfreie Papiere	40	4,0	10,0	1200	2,1
Holzhaltige Papiere	25 ⁺)	5,5	13,0	800	1,5
Gestrichene Papiere + Kartons	25 ⁺)	6,5	13,5	1000	1,5
Papiere + Pappen aus Altpapier	20 bzw. 0 ⁺⁺)	7,5 0	17,0 0	800 0	1,5 0

Quelle: Information Dalpke (1975).

- +) Eine weitere Senkung des spezifischen Wasserbedarfs wird hier dadurch erschwert, daß das Wasser die bei der Herstellung von Holzschliff entstehende Wärme abführen muß.
- ++) Vollständige Kreislaufschließung, d. h. kein mit Faserstoff in Berührung gekommenes Wasser wird emittiert. Derzeit nur bei AP-Papieren möglich.

1) Nach Information Dalpke (1975).

Um die Schrittbreite der Maßnahmen nicht zu groß zu machen und um die Wechselwirkungen zwischen Vermeidungs- und Behandlungsmaßnahmen besser untersuchen zu können, führen wir zusätzlich die Möglichkeit einer "mittleren" Einengung der Wasserkreisläufe als Alternative ein. Wir unterstellen dabei, daß diese die Hälfte der für die maximale Kreislaufführung des Fabrikationswassers angegebenen Kosten verursacht, aber bereits 60 % von deren Wirkung erreicht.

4.3.3 Reinigung der Papierfabrikabwässer

4.3.3.1 Verfahren und Wirkungsgrade

Zur Behandlung der Restabwässer der Papiererzeugung stehen im Prinzip die gleichen Verfahren wie für die Zellstoffabwässer zur Verfügung, nämlich

- o mechanische bzw. chemisch-mechanische Klärung,
- o biologische Reinigung und
- o nichtbiologische, "tertiäre" Reinigung

Aus der anders gelagerten Schadstoffbelastung (Dominanz der ungelösten gegenüber den gelösten Abwasserinhaltsstoffen) ergeben sich jedoch gewisse Konsequenzen in bezug auf Einsatzkombinationen und Reinigungswirkungen der Anlagen. So ist im folgenden vorauszusetzen, daß eine biologische Abwasserreinigung nur in Verbindung mit einer vorhergehenden mechanischen bzw. chemisch-mechanischen Klärung durchgeführt werden kann, und daß die nichtbiologische Reinigung tatsächlich als dritte Stufe, d.h. zur Behandlung eines bereits mechanisch-biologisch vorgereinigten Abwassers eingesetzt wird.

Im einzelnen werden folgende vier Behandlungsalternativen unterschieden:¹⁾

- o Einfache mechanische bzw. chemisch-mechanische Klärung
- o Verbesserte mechanische bzw. chemisch-mechanische Klärung
- o Mechanisch-biologische Reinigung
- o Mechanisch-biologisch-adsorptive Reinigung

Bei der Angabe von Reinigungswirkungen für die Behandlungsalternativen muß nach Schadstoffen und hergestellter Papierqualität unterschieden werden. Die im Modell verwendeten Werte sind in Tab. 4.25 enthalten.

Tab. 4.25

WIRKUNGSGRAD E ALTERNATIVER REINIGUNGSVERFAHREN
(IN % DER ANFANGSBE LASTUNG)

Schad- stoff	Papier- sorte	Reinigungsverfahren			
		Einfache chem. - mech. Reinigung	Verbesserte chem. - mech. Reinigung	Mechanisch- biologische Reinigung	Mechanisch- biologisch- adsorpt. Rein.
ASto	alle	98	99.65	99.975	99.98
BSB ₅	Holzfrei	35	35	95	98.5
	Holzhaltig	10	10	90	98.5
	Gestrichen	20	20	93	98.5
	Altpapier	25	25	95	98.5
CSB	Holzfrei	35	35	80	95
	Holzhaltig	10	10	65	95
	Gestrichen	20	20	70	95
	Altpapier	25	25	70	95

Quelle: Information Dalpke (1975); Rincke, Irmer, Göttching und Dalpke (1975), S. 108.

1) Vgl. Rincke, Irmer, Göttching und Dalpke (1975), S. 110 ff.

4.3.3.2 Kostenberechnungen

Jeder der im Modell betrachteten Produktionsaktivitäten (gekennzeichnet durch Papierqualität, Betriebsgröße und Grad der Einengung der Wasserkreisläufe) entspricht genau ein Abwasserstrom mit bekanntem Volumen und bekannter Schmutzfracht. Es ist daher, die Verfügbarkeit entsprechender Daten vorausgesetzt, möglich, allen Produktionsalternativen bezüglich eines jeden Reinigungsverfahrens einen eindeutigen Kostenwert je t Produkt zurechnen. Da in diesen Werten die Größendegression der Kosten bereits implizit berücksichtigt ist, können die in Abschnitt 4.2 aufgetretenen Schwierigkeiten (Behandlung nichtkonvexer Funktionsverläufe im linearen Modell) vermieden werden.

(1) Kosten der mechanisch-chemischen Klärung

Zur Ermittlung der Verfahrenskosten für die mechanisch-chemische sowie für die mechanisch-biologische Abwasserreinigung greifen wir auf eine Veröffentlichung von Eschenbach¹⁾ zurück, der wir die in Fig. 4.3 enthaltene graphische Darstellung des Zusammenhangs zwischen Anlagengröße und Investitionsaufwand entnehmen. Unter der vereinfachenden Annahme, daß die Investitionsausgaben für eine mechanisch-chemische Kläranlage ausschließlich von der hydraulischen Belastung abhängen, läßt sich eine einfache und den abgebildeten Funktionsverlauf gut approximierende Formel finden, die den bei einer hydraulischen Belastung von Q [m^3/ZE] erforderlichen Investitionsaufwand I^M [TDM] als Funktion von Q_1 und der (bekannten) Belastungs- und Ausgabenwerte Q_0 und I_0^M einer Referenzanlage wie folgt angibt:

$$I^M = I_0^M (Q/Q_0)^{1/2} \quad (4.62)$$

1) Vgl. Eschenbach (1971).

Tab. 4.26

GRÖSSENABHÄNGIGKEIT DER INVESTITIONSAUSGABEN
FÜR ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN

Belastungswerte

o hydraulisch	m ³ /Tag	3000	6000	10000
o biochemisch (BSB ₅)	t/Tag	0,3	0,6	1,0

Investitionsausgaben für

o chem.-mech. Klärung	TDM	665	938	1220
o chem.-mech. Klärung + biolog. Reinigung	TDM	1034	1547	2111
o anteilig für biolog. Reinigung	TDM	369	609	891

Investitionen (TDM)

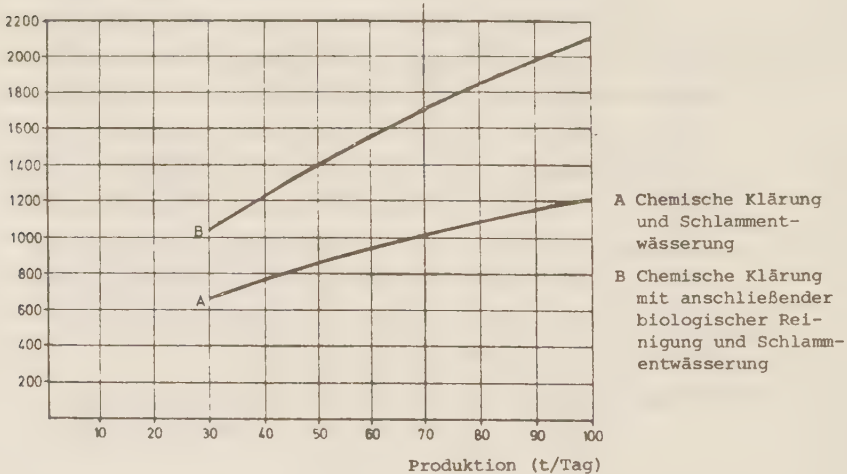


Fig. 4.3 Investitionsausgaben für mechanisch-chemische und chemisch-biologische Abwasserklärung als Funktion der Anlagengröße

Quelle: Eschenbach (1971), S.778.

Die Zahlenwerte für Q_0 und I_0^M entnehmen wir dem Artikel von Eschenbach, wobei jedes der dort angegebenen Wertepaare gleich gut geeignet ist. Der Vergleich der mit dieser Formel berechneten mit den von Eschenbach numerisch (s. Tab. 4.26) bzw. graphisch (s. Fig. 4.3) angegebenen Werte zeigt praktisch eine völlige Übereinstimmung.

Wir benutzen nun die durch Gl. 4.62 beschriebene Investitionsausgabenfunktion zur Berechnung der Kosten einer mechanisch-chemischen Abwasserreinigung mit hohem Wirkungsgrad. Die Kosten für Anlagen einfacheren Typs werden demgegenüber pauschal um 5 % niedriger angesetzt. Zur Umrechnung der aus dem Jahr 1971 datierten Zahlen auf das Preisniveau von 1975 wird ein globaler Zuschlagssatz von 35 % verwendet. Die mittlere Lebensdauer der Anlagen nehmen wir, da nicht nach baulichen und maschinellen Einrichtungen differenziert wird, mit 20 Jahren, den jährlichen Wartungsaufwand mit 1,3 % des investierten Kapitals an. Bei unverändertem Kalkulationszinssatz von 12 % folgen daraus eine Annuität von 13,4 % und ein Kostensatz von 14,7 %.

Die Personalkosten werden mit 30 % der Kapitalkosten angesetzt. Bei Kosten von ca. 35 000 DM pro Mann und Jahr entspricht das etwa einem Arbeiter bei 3000 m^3 Abwasser/Tag bzw. drei Arbeitern bei 15000 m^3 Abwasser/Tag.¹⁾

Die Kosten des Chemikalienverbrauchs für Neutralisierung und Flockung (60 g Bentonit, 0,2 g Polyelektrolyte sowie kleinere Mengen Ca(OH)_2 je m^3 Abwasser) betragen ca. DM 0,02/ m^3 . Der Stromverbrauch von rund 0,15 kWh/ m^3 Abwasser²⁾ für Mischung und Schlammbehandlung schlägt

-
- 1) Dieser Personalbedarf stimmt mit den Schätzungen von v. d. Emde, Fleckseder, Huber und Viehl (1973), S. 6 - 37 ff. und Fleckseder (1973), S. 148 ff. überein.
 - 2) Durchschnittswert aus Angaben bei v. d. Emde, Fleckseder, Huber und Viehl (1973), S. 6 - 89 und Fleckseder (1973), S. 150.

bei dem von uns angesetzten Strompreis von DM 0,072/kWh mit weiteren DM 0,01/m³ zu Buche.

(2) Kosten der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung

Wie ein Blick auf Fig. 4.3 zeigt, sind dort die Investitionsausgaben für biologische Kläranlagen, ausgedrückt durch die Differenz der Kurven A und B, als Funktion der hydraulischen Belastung dargestellt. Dies ist in diesem Fall deshalb zulässig, weil sich die Berechnungen auf einen ganz speziellen Abwasserstrom beziehen und die Schmutzfracht somit der Abwassermenge proportional ist.

Unter dieser Voraussetzung lassen sich die auf die biologische Reinigungsstufe entfallenden Investitionsausgaben I^B als Funktion der Abwassermenge Q , mit Hilfe der Werte I_O^B und Q_O einer Referenzanlage, durch den folgenden, der Gl. 4.62 sehr ähnlichen Ausdruck

$$I^B = I_O^B (Q/Q_O)^{3/4} \quad (4.63)$$

brauchbar annähern. Die Zahlenwerte der Bezugsgrößen I_O^B und Q_O entnehmen wir wieder dem Artikel von Eschenbach.¹⁾

Da in unserem Modell jedoch sehr unterschiedlich belastete Abwasserströme auftreten, ist es erforderlich, die BSB₅-Fracht explizit als zweite Einflußgröße für den Investitionsbedarf einzuführen. Unter Berücksichtigung der den Berechnungen von Eschenbach zugrundeliegenden BSB₅-Mengen (0,1 kg BSB₅/m³ Abwasser)²⁾ nehmen wir an, daß zwei Drittel der Investitionsausgaben auf hydraulische und ein Drittel auf die biochemische Belastung der Anlage zurückzuführen sind. Damit

1) Vgl. Eschenbach (1971), S. 778.

2) Vgl. Eschenbach (1971), S. 777.

läßt sich die Investitionsausgabenfunktion (4.63) leicht in zwei Komponenten zerlegen. Unter Verwendung der Belastungen $Q_0 = 6000$ (m^3 Abwasser) und $B_0 = 0,48$ (t BSB₅)¹⁾ sowie der Investitionssumme $I_0^B = 609$ (TDM) als vorgegebene Bezugswerte (s. Tab. 4.26) erhalten wir die Ausdrücke

$$I^B(Q) = 2/3 \cdot 609 (Q/6000)^{3/4} \quad (4.64)$$

für den abwasserabhängigen und

$$I^B(B) = 1/3 \cdot 609 (B/0,48)^{3/4} \quad (4.65)$$

für den BSB₅-abhängigen Teil, sowie

$$I^B(Q, B) = 609 (2/3 [Q/6000]^{3/4} + 1/3 [B/0,48]^{3/4}) \quad (4.66)$$

für den Gesamtbetrag der Investitionen einer biologischen Reinigungsstufe auf der Preisbasis von 1971. Die Berechnung der Kosten für Kapitaleinsatz, Wartung und Arbeitskräfte erfolgt mittels der auch bei der mechanisch-chemischen Klärung verwendeten Werte für

- o Inflationszuschlag 1971 - 75 (35 %)
- o Kapital- und Wartungskostensatz (14,7 %) und
- o Arbeitskostensatz (30 % der Kapital- und Wartungskosten)

Die aktuellen Kosten für Kapitaleinsatz, Wartung und Arbeitskräfte für die biologische Nachreinigung, $K_{1975}^B(Q, B)$, betragen dann pro Jahr (in TDM)

$$K_{1975}^B(Q, B) = 157,1 (2/3 [Q/6000]^{3/4} + 1/3 [B/0,48]^{3/4}) \quad (4.67)^{2)}$$

-
- 1) Wir nehmen eine 20 %ige BSB₅-Verminderung in der chemisch-mechanischen Stufe an.
 - 2) Der Faktor 157,1 ergibt sich aus dem rechnerischen Produkt $(1,30 \cdot 0,147 \cdot 1,35 \cdot 609)$.

bzw. pro Tonne Papier bei 350 Arbeitstagen im Jahr und einer täglichen Produktionsmenge von x Tonnen (in DM)

$$k_{1975}^B(Q, B) = \frac{449}{x} (2/3 [Q/6000]^{3/4} + 1/3 [B/0,48]^{3/4}) \quad (4.68)$$

Der Chemikalien- und der Stromverbrauch der biologischen Stufe werden proportional zur eingeschleusten BSB₅-Menge angenommen und mit DM 125/t BSB₅ (Chemikalien) bzw. mit 1200 kWh/t BSB₅ angesetzt.

Die Kosten für die mechanisch-biologische Abwasserreinigung ergeben sich als Summe der Kosten für die mechanisch-chemische Klärung und die biologische Nachreinigung.

(3) Kosten der mechanisch-biologisch-adsorptiven Abwasserreinigung

Als tertiäres Reinigungsverfahren legen wir auch hier die Aktivkohle-adsorption zugrunde. Die technischen Daten und die Kostenwerte des Verfahrens übernehmen wir, diesmal unverändert, wieder aus der Veröffentlichung von Dalpke.¹⁾ Insbesondere vernachlässigen wir, im Unterschied zu unserer Vorgehensweise bei der Zellstoffherstellung, das Phänomen der Kostendegression.²⁾ Damit gestaltet sich die Berechnung der Verfahrenskosten wesentlich einfacher.

1) Vgl. Brecht und Dalpke (1973).

2) Der Verzicht hierauf wird folgendermaßen begründet: Die Arbeit von Dalpke enthält keinen Hinweis über den Verlauf einer möglichen Kostendegression. Im Fall der Zellstoffherstellung haben wir uns deshalb mit Schätzungen beholfen, die wegen des enormen Größenunterschieds zwischen der für das Modell berechneten und der von Dalpke betrachteten Anlage zumindest grundsätzlich gerechtfertigt und daher relativ unproblematisch waren. Da solche Größenunterschiede hier jedoch nicht zu erwarten sind, wir vielmehr sogar mit einer gewissen größenordnungsmäßigen Entsprechung rechnen, scheint eine derart "freie" Schätzung sowohl zu willkürlich als auch nicht notwendig.

Aus den Angaben von Dalpke entnehmen wir, daß der Investitionsaufwand, bezogen auf die von uns als Maß für die Anlagengröße verwendete Grundausrüstung mit Aktivkohle, ungefähr DM 10 400/t Kohle beträgt. Die damit verbundenen Kosten belaufen sich bei einem Kostensatz von 14,7 % p.a. (Annuität 13,4 %, Wartung usw. 1,3 %; s. oben) auf DM 1500 pro Jahr bzw. DM 4.40 pro Tag (350 Betriebstage). Bei einem Abwasserdurchsatz von $1,4 \text{ m}^3/\text{h} \cdot \text{t Kohle}$ bzw. $33,6 \text{ m}^3/\text{Tag} \cdot \text{t Kohle}$ ergeben sich spezifische Kosten von DM 0,13/ m^3 Abwasser.

Die laufenden Betriebskosten beziehen wir der Einfachheit halber in den Kostenpreis für die Aktivkohleregenerierung mit ein und erhalten DM 850/t regenerierte Aktivkohle. Die Regenerierung der Aktivkohle wird im Modell als Input dargestellt, der Verbrauch ergibt sich aus dem Beladungsfaktor von 0,9 kg CSB/kg Aktivkohle.

4.3.4 Zusammenfassende Darstellung des Submodells II

Es gilt nun, aus den oben identifizierten und beschriebenen Alternativen ein Optimierungsmodell zu konstruieren, das es erlaubt, die günstigste Anpassungsstrategie einer Papierfabrik an staatliche Umweltschutzmaßnahmen (insbesondere Emissionsabgaben) zu ermitteln. Dies ist im vorliegenden Fall anhand konkreter Daten möglich, da sämtliche im linearen Programmansatz benötigten Koeffizienten bereits numerisch spezifiziert oder aus den gemachten Angaben ohne weiteres zu berechnen sind. Zur Erklärung der Modellstruktur beschränken wir uns auf eine Papiersorte. Der Analogieschluß zum vollständigen Modell ist evident.

Entscheiden wir uns willkürlich für die Sortengruppe "Holzhaltige Papiere", so erhalten wir das in Tab. 4.27 dargestellte lineare Optimierungsmodell, auf das wir nun etwas näher eingehen wollen. Die Kurzbezeichnungen der

Spalten und Zeilen sind in einer weiteren Tab. 4.27a erklärt. Abweichend von der in Submodell I benutzten Symbolik verwenden wir im vorliegenden Fall positive Koeffizienten, um Outputs, und negative Koeffizienten, um Inputs darzustellen:

- (1) Die Reihe der Aktivitätsvektoren (Spalten) beginnt mit den Einsatzmengen der von uns explizit betrachteten Produktionsfaktoren (A1 bis A4). Daran schließen sich die drei durch unterschiedliche Kreislaufführung des Fabrikationswassers gekennzeichneten Produktionsprozesse an (A5 bis A7). Ihr Niveau gibt die Menge des pro Tag hergestellten Papiers an.¹⁾ Die Inputs (hier Halbstoffe und Wasser) sowie der Ausstoß an Abwasser sind dementsprechend auf eine Produkteinheit (1 t Papier) bezogen. Die Eintragungen in Zeile 4.80 stellen die der jeweiligen Abwassermenge entsprechenden Abzugswerte an Schadeinheiten SE dar. Nun folgen, hier durch die Spalten A8 bis A15 allerdings nur teilweise abgebildet, drei Gruppen von je fünf Spalten, welche die Behandlungs- und Emissionsaktivitäten für die aus den drei verschiedenen Produktionsaktivitäten resultierenden Abwasserströme darstellen. Die Koeffizienten dieser Vektoren geben die pro Tonne erzeugten Papiers in die Behandlungsprozesse eingeschleusten bzw. emittierten Abwassermengen, die spezifischen Verbrauchsmengen an Strom und regenerierter Aktivkohle, sowie die emittierten Mengen an BSB₅, CSB, absetzbaren Stoffen und Klärschlamm an. Die Spalten A16 bis A19 repräsentieren die zu emittierenden Mengen der vier Residuen, Spalte A20 die sich aus CSB und absetzbaren Stoffen

1) Wir betrachten die drei von uns unterschiedenen Varianten des Herstellungsprozesses als sich gegenseitig ausschließende Alternativen. Auf die Einführung von Restriktionen, die verhindern, daß mehr als einer der Prozesse gleichzeitig aktiviert wird, können wir jedoch deshalb verzichten, weil wir uns bei den Auswertungen auf die Variation der Zielfunktion (unterschiedliche Emissionsabgaben) beschränken. In diesem Fall bewirkt der Lösungsalgorithmus, daß nur der jeweils günstigste Produktionsprozeß aktiviert wird.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	
H	S	T	S	O	F	F	P	D	O	M	M	E	D	M	E	E	E	E	E	E	S	
A	S	A	T	K	R	R	R	M	M	B	B	M	M	B	M	M	M	M	M	M	L	
S	R	O	T	O	O	R	O	K	K	T	T	A	K	T	A	S	C	B	A	S	L	
O	S	R	O	K	Z	Z	Z	A	A	A	A	W	A	A	W	C	S	S	S	E	C	
F	E	M	O	O	I	2	3	W	W	W	W	1	W	W	3	H	B	B	T	C	K	
F	R							1	1	1	1		2	3		L		5	0			
ZF	500	72	850		5	10	4.5	4.7	8.1	14.9	3.8	9				25	(c ₁)	(c ₂)	(c ₃)	= K → Min!		
PRME	t			1	1	1	1													= 300	(4.69)	
HAST0	t	1		-1.03-1.02-1.015																= 0	(4.70)	
WASS	m ³			-52	-37	-27														= 0	(4.71)	
STRM	kWh	1	1000					-7.5	-7.5	-14.5	-14.5	-5.2	-3.8							= 0	(4.72)	
AKTK	kg			1000						-4.9		-4.3								= 0	(4.73)	
ABW1	m ³			50				-50	-50	-50	-50									= 0	(4.74)	
ABW2	m ³				35							-35								= 0	(4.75)	
ABW3	m ³					25						-25	-25							= 0	(4.76)	
CSB	kg						13.1	13.1	5.1	0.7	14.5	12.5	0.6	13			-1			= 0	(4.77)	
BSB5	kg						5.8	5.8	0.7	0.1	6.5	5.3	0.1	5.5				-1		= 0	(4.78)	
AST0	l						32	6	4	0.3	1600	23	0.2	800					-1	= 0	(4.79)	
SE	E			-7.4	-5.2	-3.7											6.875	0.45	-365	1	= 0	(4.80)
SCHL	kg						30	30	30	34	34	20	18			-1000				= 0	(4.81)	

*.) Die Zahlenangaben beziehen sich auf eine Betriebsgröße von 300 tato.

**) Die hier verwendeten Vektorbezeichnungen weichen von den im Computerprogramm benutzten Symbolen ab.

Tab. 4.27a

ERKLÄRUNG DER SPALTEN- UND ZEILENVEKTOREN IN TEILMODELL II

Abk.	Bedeutung	Dimension
<u>(1) Spaltenvektoren</u>		
HSTOFF	Halbstoffverbrauch	t
WASSER	Wasserverbrauch	m ³
STROM	Stromverbrauch	1000 kWh
AKTKO	Aktivkohleverbrauch	t
PROZ1	Papierherstellung mit hohem Wasserverbrauch	t
PROZ2	Papierherstellung mit mittlerem Wasserverbrauch	t
PROZ3	Papierherstellung mit niedrigem Wasserverbrauch	t
DMKAW1	Abwasser aus PROZ1: einfache mechanische Klärung	50 m ³
VMKAW1	Abwasser aus PROZ1: verbesserte mechanische Klärung	50 m ³
MBKAW1	Abwasser aus PROZ1: mechanisch-biologische Klärung	50 m ³
MBTAW1	Abwasser aus PROZ1: mechanisch-biologisch-tertiäre Klärung	50 m ³
EMAW1	Abwasser aus PROZ1: keinerlei Klärung	50 m ³
DMKAW2	Abwasser aus PROZ2: einfache mechanische Klärung	35 m ³
:		
MBTAW3	Abwasser aus PROZ3: mechanisch-biologisch-tertiäre Klärung	25 m ³
EMAW3	Abwasser aus PROZ3: keinerlei Klärung	25 m ³
EMSCHL	Anfall von Klärschlamm	t
EMCSB	Emission von CSB	kg
EMBSB5	Emission von BSB ₅	kg
EMASTO	Emission von absetzbaren Stoffen	l
EMSE	Emission von Schadeinheiten	E
SLACK	Schlupfvariable für Schadeinheiten	E

Tab. 4.27a

(Fortsetzung)

Abk.	Bedeutung	Dimension
<u>(2) Zeilenvektoren</u>		
ZF	Zielfunktion	DM
PPME	Produktionsmengenrestriktion	t
HASTC	Bilanzgleichung (BG) für Halbstoffe	t
VASS	BG für Fabrikationswasser	m ³
STRM	BG für Strom	kWh
AKTK	BG für Aktivkohle	kg
APV1	BG für Abwasser aus PROZ1	m ³
APV2	BG für Abwasser aus PROZ2	m ³
APW3	BG für Abwasser aus PROZ3	m ³
CSB	BG für CSB	kg
BSB5	BG für BSB5	kg
ASTO	BG für absetzbare Stoffe	l
SE	BG für Schadeinheiten	£
SCHL	BG für Klärschlamm	kg

nach der Bewertungsformel des Regierungsentwurfs zum AbwAG ergebende Anzahl an Schadeinheiten SE. Da sich wegen der Abzugswerte u.U. ein negativer Wert für die Schadeinheiten ergeben könnte, wurde eine Scheinaktivität SLACK (Spalte A21) eingeführt, die einen eventuellen Minussaldo ausgleichen würde.

- (2) Das System der Bilanz- und Restriktionsgleichungen unseres Problems ist ebenfalls leicht zu interpretieren. Gl. 4.69 stellt die einzige extern vorgegebene Restriktion dar. Sie erzwingt die Herstellung von Papier in der durch die Betriebsgröße vorgegebenen Menge. Dagegen handelt es sich bei den übrigen Zeilen um Bilanzgleichungen, die sich aus dem inneren Zusammenhang des Systems ergeben, bei den Gln. 4.70 bis 4.73 beispielsweise um Bilanzgleichungen für die explizit betrachteten Einsatzstoffe. Mittels der Gln. 4.74 bis 4.76 wird die vollständige Einschleusung der aus den Herstellungsprozessen stammenden Abwasserströme in die zugehörigen Behandlungs- und Emissionsaktivitäten sichergestellt. Die Funktion der Gln. 4.77 bis 4.81 besteht in der zahlenmäßigen Erfassung und dem Ausweis der mit dem Abwasser emittierten Schadstoffmengen bzw. der ihnen äquivalenten Menge an Schadeinheiten SE.
- (3) Die Zielfunktion enthält der Reihe nach Kostenkoeffizienten für die Einsatzfaktoren, die Produktionsaktivitäten und die Verfahren der Abwasserreinigung. In Ermangelung von Kostenangaben für die Papierherstellung enthalten die den Produktionsprozessen zugeordneten Koeffizienten lediglich die durch Einengung der Wasserkreisläufe zusätzlich entstehenden Kosten. Da wir die fehlenden Kosten jedoch als entscheidungsunabhängig annehmen, wäre es ohnehin nicht erforderlich, sie in die Zielfunktion aufzunehmen. Zur Berücksichtigung von bestehenden oder angenommenen finanziellen Belastungen von Schadstoffemissionen lassen sich entsprechende Koeffizienten einführen. In Tab. 4.27 ist dies durch Eintragung von Symbolen (c_1) , (c_2) usw. angedeutet.

Zur Durchführung der Modellauswertungen wurden die Teilmodelle für die einzelnen Produktgruppen zu einem einzigen, umfassenden linearen Programm mit insgesamt 62 Zeilen und 118 Spalten (ohne Schlupfvariable) zusammengefaßt.

4.4 Teilmodell III: Papierherstellung und Altpapiereinsatz

Gegenstand dieses Teilmodells ist die Analyse der ökonomischen und ökologischen Konsequenzen alternativer Niveaus des Wiedereinsatzes von Altpapier als Papierrohstoff. Kern des abzubildenden Systems ist der Altpapierkreislauf mit den Prozeßstufen

- (1) Übergang der Papierprodukte nach Erfüllung ihrer Gebrauchsfunktion in verschiedene Altpapiersorten, die sich (s. Abschnitt 3.2.2.1) in Zusammensetzung, Menge, Anfallort und Kontaminierung unterscheiden.
- (2) Erfassung eines Teils des angefallenen Altpapiers und dessen Transport zu den Papierfabriken und
- (3) Aufbereitung und Einsatz der unterschiedlichen Altpapiersorten zur Herstellung der verschiedenen Papierqualitäten.

Das System wird ergänzt durch

- (4) die Bereitstellung der notwendigen Mengen frischer Faserstoffe und
- (5) die Disposition der nicht rezyklierten Altpapiermenge.

Im Gegensatz zu den Teilmodellen I und II, die sich jeweils nur auf einen einzelnen Betrieb beziehen, muß im vorliegenden Fall das Zusammenwirken verschiedener Betriebe unter dem Einfluß wichtiger, gleichzeitig aber nur vage erkennbarer exogener Zusammenhänge modelliert werden. Die Komplexität des Systems und das weitgehende Fehlen wichtiger Daten im erforderlichen Detail lassen die Konstruktion eines realitätsbezogenen Modells

derzeit nur ansatzweise zu. Wir entwickeln daher zunächst ein formales Modell und versuchen anschließend, dieses unter Verwendung der verfügbaren und ggfs. auch fiktiver Daten so weit zu konkretisieren, daß einige Auswertungen vorgenommen werden können.

4.4.1 Darstellung des formalen Modells

Ausgangspunkt für die Modellformulierung¹⁾ ist die Papiererzeugung. Wir stellen sie uns der Anschaulichkeit halber als in einem einzigen Betrieb konzentriert vor. Die Nachfrage sei nach Papiersorten $k = 1, \dots, K$ aufgliedert. Für die Planungsperiode seien feste Bedarfswerte P_k für jede Papiersorte k extern vorgegeben. Des weiteren wird angenommen, daß jede Papiersorte k aus mehreren verschiedenen Halbstoffmischungen kl (mit $l = 1, \dots, L_k$) hergestellt werden kann, von denen jede durch ein spezielles Mischungsverhältnis von Frisch- und Sekundärfasern gekennzeichnet ist. Dabei werden nur solche Mischungen kl in Betracht gezogen, die die Einhaltung der an die Papiersorte k gestellten Qualitätsanforderungen sicherstellen. Bezeichnen wir die aus Halbstoffmischung kl hergestellte Menge von Papier k mit M_{kl} , so lauten die Produktionsmengenbedingungen

$$\sum_l M_{kl} = P_k \quad (k=1, \dots, K) \quad (4.82)$$

Die Halbstoffmischung kl enthalte die zur Verfügung stehenden Frischfasersorten $i = 1, \dots, I$ bzw. Sekundärfasersorten $j = 1, \dots, J$ in den Mengen a_{ikl}^x bzw. a_{jkl}^y je Einheit des Endprodukts. Der Gesamteinsatz X_i der Frischfasersorte i ergibt sich dann wie folgt:

1) Vgl. hierzu unseren ähnlichen Modellentwurf in Hanssmann, Diruf, Fischer, Ramer und Schönbauer (1976), S. 164 ff.

$$\sum_{k,l} a_{ikl}^x M_{kl} - X_i = 0 \quad (i=1, \dots, I) \quad (4.83)$$

Analog gilt für den Gesamteinsatz Y_j der Sekundärfasersorte j :

$$\sum_{k,l} a_{jkl}^y M_{kl} - Y_j = 0 \quad (j=1, \dots, J) \quad (4.84)$$

Jeder Sekundärfaserstoff j ist durch die zu seiner Herstellung eingesetzte Altpapiersorte $s = 1, \dots, S$ (und durch das angewendete Aufbereitungsverfahren) charakterisiert. Bezeichnet b_{js} die für die Erzeugung einer Einheit von Sekundärfaserstoff j erforderliche Menge von Altpapier s , so ergibt sich der Gesamtbedarf B_s von Altpapier s aus der Gleichung

$$\sum_j b_{js} Y_j - B_s = 0 \quad (s=1, \dots, S) \quad (4.85)$$

Zur Kennzeichnung der spezifischen Verbrauchswerte weiterer interessanter Einsatzstoffe $h = 1, \dots, H$ (z.B. Wasser, Energie, Holz) zur Erzeugung der Faserstoffe i und j (soweit mit der Papierherstellung integriert) sowie zur Produktion der Papiersorten k aus Halbstoffmischung kl führen wir die Symbole q_{hi}^x , q_{hj}^y und q_{hkl} ein. Ist Q_h der Gesamtverbrauch und $\bar{Q}_h$ die gegebenenfalls maximal verfügbare Menge des Einsatzstoffes h , so gilt

$$\sum_i q_{hi}^x X_i + \sum_j q_{hj}^y Y_j + \sum_{k,l} q_{hkl} M_{kl} - Q_h = 0 \quad (h=1, \dots, H) \quad (4.86)$$

wobei

$$Q_h \leq \bar{Q}_h \quad (\text{für einige } h) \quad (4.87)$$

In analoger Weise lassen sich Bilanzen für den Anfall von Schadstoffen $d = 1, \dots, D$ formulieren. Wir nehmen hierbei an, daß die Entstehung der

Schadstoffe d bei den Herstellungsprozessen durch feste Koeffizienten r_{di}^X , r_{dj}^Y und r_{dkl} beschrieben werden kann und Veränderungen des gesamten Schadstoffanfalls nur durch unterschiedliche Aktivitätsniveaus Y_i , Y_j und M_{kl} bewirkt werden können. Bezeichnet R_d den gesamten Anfall an Schadstoff d , so erhalten wir Gleichungen der folgenden Art

$$\sum_i r_{di}^X X_i + \sum_j r_{dj}^Y Y_j + \sum_{k,l} r_{dkl} M_{kl} - R_d = 0$$

(d=1, ..., D) (4.88)

Die Schadstoffmengen R_d werden entweder unmittelbar emittiert oder geeigneten Behandlungsverfahren unterzogen. Auf die explizite Modellierung dieser Prozesse wollen wir an dieser Stelle verzichten und auf die zu diesem Thema bereits gemachten Ausführungen verweisen. Sofern die Emission einzelner Residuen d durch staatliche Anordnung auf Niveaus $\bar{R}_d$ beschränkt ist, sind hierfür Nebenbedingungen des Typs

$$R_d \leq \bar{R}_d \quad (\text{für einige } d) \quad (4.89)$$

einzuführen.

Die Entstehung von Altpapier läßt sich als Transformations-Distributionsprozeß interpretieren, wobei die Neupapiersorten k die Quellen und die Altpapiersorten s bzw. die für das auf keinen Fall erfaßbare Altpapier in Frage kommenden Verbleibkategorien (z. B. langlebige, denaturierte, ins Abwasser gehende Papierprodukte) die Senken darstellen. Zur Berücksichtigung unterschiedlicher Erfassungskosten sollte der Altpapieranfall außerdem in bezug auf die Merkmale "Mengenkonzentration" und "geographische Lage des Anfallorts" differenziert werden.

Ohne auf die Art der oben angesprochenen Transformationszusammenhänge näher einzugehen, nehmen wir im folgenden an, daß die Gesamtanfallmengen B_s einer jeden Altpapiersorte s bei den gegebenen Papierverbrauchsmengen V_k bekannt seien. Des weiteren vereinfachen wir dahingehend, daß für jede Altpapiersorte s eine Erfassungs- und Transportkostenfunktion $C_s(E_s)$ mit in Abhängigkeit von der erfaßten Menge E_s steigenden marginalen Kosten bekannt sei. Unter dieser Annahme lassen sich die Kostenfunktionen $C_s(E_s)$ durch gebrochen-lineare Geradenzüge approximieren. Dazu werden die Gesamtanfallmengen B_s in Teilmengen B_{sr} und die erfaßten Mengen E_s in Teilmengen E_{sr} (mit $r = 1, \dots, R_s$) zerlegt, denen jeweils konstante Kostenkoeffizienten c_{sr} zugeordnet sind. Dann müssen folgende Bedingungen gelten:

$$\sum_r E_{sr} = E_s \quad (s=1, \dots, S) \quad (4.90)$$

$$\sum_r B_{sr} = B_s \quad (s=1, \dots, S) \quad (4.91)$$

sowie

$$E_{sr} \leq B_{sr} \quad (s=1, \dots, S; r=1, \dots, \tilde{R}_s) \quad (4.92)$$

Aus der Erfassung und dem Wiedereinsatz von Altpapier ergeben sich Entlastungswirkungen für die Müllbeseitigung, die ebenfalls im Modell zu berücksichtigen sind. Die dominierenden Dispositionsalternativen für feste Abfälle sind die Müllverbrennung und die Deponie. Durch das Altpapierrecycling reduziert sich bei Vollausnutzung der Verbrennungskapazitäten die zu deponierende Müllmenge. Da ein geringerer Papieranteil im Müll dessen Heizwert senkt und dadurch bei unveränderten Anlagekapazitäten (ausgedrückt in Wärmeeinheiten) mehr Gewichtseinheiten Müll verbrannt werden können, ist die Abnahme der zu deponierenden Müllmenge sogar noch größer als die Menge des erfaßten Altpapiers.¹⁾ Für Raumbedarf und Kosten der Deponie

1) Vgl. z. B. Pothmann (1975), S. V148.

ist das Müllvolumen maßgebend. Bezeichnen wir die in erster Näherung als konstant angenommene Minderung des zu deponierenden Müllvolumens je Mengeneinheit erfaßten Altpapiers mit v , so ergibt sich die Gesamtentlastung V aus der Beziehung

$$v \sum_s E_s - V = 0 \quad (4.93)$$

Da es sich bei unserem Problem darum handelt, einen gegebenen Bedarf zu decken, ist die Verwendung eines Kostenkriteriums angezeigt. Mit den Symbolen

- c_i^X, c_j^Y = Produktionskosten oder Einkaufspreise je ME der Halbstoffe i bzw. j
- c_{kl}^M = Produktionskosten je ME von Papiersorte k aus Halbstoffmischung kl (ohne Materialkosten)
- c_h^Q = Kosten je ME des Einsatzstoffs h , soweit nicht bereits in anderen Kostenkoeffizienten enthalten
- c_{sr}^E = Erfassungs- und Transportkosten der r -ten Teilmenge von Altpapierart s
- c_d^R = Beseitigungskosten und/oder Emissionsabgaben je ME des Schadstoffs d

erhalten wir folgende Zielfunktion

$$C = \sum_i c_i^X X_i + \sum_j c_j^Y Y_j + \sum_{k,l} c_{kl}^M M_{kl} + \sum_h c_h^Q Q_h + \sum_{s,r} c_{sr}^E E_{sr} + \sum_d c_d^R R_d \quad (4.94)$$

die bezüglich X_i , Y_j , M_{kl} , Q_h , E_{sr} und R_d zu minimieren ist. Erfolgt eine Gutschrift für ersparte Deponiekosten, z. B. in Höhe von g Geldeinheiten je Mengeneinheit erfaßten Altpapiers, so ist die Zielfunktion um den Term

$$- g \sum_{sr} E_{sr}$$

zu ergänzen.

Das Modell läßt sich nach Bedarf und Datenverfügbarkeit erweitern, modifizieren und verfeinern. Es besitzt in der dargestellten Form die Struktur eines linearen Programms und kann mit den bekannten Lösungsverfahren ausgewertet werden.

4.4.2 Konkretisierung des Modellinhalts

Wie oben bereits angedeutet, stehen uns für das vorliegende Teilmodell nur wenige und teilweise sehr grobe Daten zur Verfügung. Wir müssen uns daher mit einer stark aggregierten und nur beschränkt aussagefähigen Modellversion begnügen. Insbesondere vernachlässigen wir wie schon bei der Konstruktion des formalen Modells die geographische Verteilung der Papierherstellung und im wesentlichen auch des Altpapieranfalls.

Die wichtigste Datenquelle für unser Modell sind die Resultate einer quantitativen Analyse des Altpapiereinsatzes,¹⁾ in der 7 Altpapiergruppen und 6 bzw. 8 Neupapiersorten (Ursprungsgruppen) unterschieden werden. Die für das Jahr 1972 ermittelten Werte sind aus Tab. 4.28 zu entnehmen. Die Tabelle enthält außerdem erste qualitative Hinweise auf die Möglichkeiten eines verstärkten Altpapiereinsatzes bei den einzelnen Ursprungsgruppen sowie auf Verfügbarkeit zusätzlicher Mengen der verschiedenen Altpapierqualitäten.

1) Vgl. Grünewald (1976), S. 4 f.

(1) Möglichkeiten einer erhöhten Altpapiererfassung

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt ist festzustellen, daß die für das Recycling von Altpapier maßgebenden Entscheidungen ohne Berücksichtigung der dadurch eintretenden ökologischen Be- und Entlastungen getroffen werden. Es ist anzunehmen, daß die (durch staatliche Eingriffe veranlaßte) Einbeziehung dieser Effekte in die Entscheidungen die Verwendung von Altpapier gegenüber dem Einsatz von Primärfasern eher noch begünstigen wird. Daher scheint es vertretbar, den derzeitigen Altpapierrücklauf seiner Menge und Zusammensetzung nach als auf jeden Fall realisierbar vorzugeben und nur die darüber hinausgehenden Erfassungsmengen explizit durch Entscheidungsvariable zu beschreiben.

Da Zahlenangaben über die vorhandenen Altpapierreserven und die Bedingungen ihrer Erfaßbarkeit in dem für das Modell erforderlichen Umfang und Detailgrad nicht verfügbar sind, müssen wir uns mit geschätzten und teilweise völlig fiktiven Daten behelfen. Angesichts der nahezu vollständigen Entsorgung der papierverarbeitenden Betriebe und der gewerblichen Großanfallstellen kann das Altpapieraufkommen nur mehr durch die Sammlung in Haushalten sowie die Erfassung in kleineren oder geographisch ungünstig gelegenen Betrieben des auspackenden Gewerbes bzw. in Verwaltungen gesteigert werden.¹⁾

Der Struktur des Papierzulaufs zu den Haushalten zufolge sind dort nur Presse- bzw. gemischte Altpapiere (Altpapiergruppen 10 und 15) verfügbar. Die mit der kostengünstigsten Sammelalternative (Bereitstellung des gebündelten Altpapiers am Straßenrand zur Abholung) hiervon zusätzlich erfaßbare Altpapiermenge wird auf rund 300 000 t/a (d. h. ≈ 5 kg/E, a) geschätzt.²⁾

1) Vgl. Steinhorst (1976), S. 14.

2) Vgl. Pothmann (1975), S. V147.

Tab. 4.28 ALTPAPIEREINSATZ BEI DER PRODUKTION VON NEUPAPIER UND MÖGLICHKEITEN DER STEIGERUNG DES ALTPAPIEREINSATZES

Neupapiersorten Nr. Bezeichnung		davon		Verbrauch 1972		Altpapiereintrag		Steigerung möglich	Eingesetzte Altpapiergruppen in Tt							
				Tt	%	Tt	%		Presse- Altp. 10	Druck- Altp. 12	sonst. Altp. 20	graph. alt. 30	Kraft- alt. 34	Verp.- alt. 40	Holz- CEK 40	gem. Altp. 15
10	Pressepapiere			884	10	90	18	+	60	25	5					
	Zeitungsp.			504		90			60	25	5					
20	sonst. graph. Papiere			1700	7	125		(+)	5	55	65					
	Briefumschlag			24	83	20		-								
	Tapeten			90	89	80		-								
10/20	Graphische Papiere total			2584	8	512										
31	feinere Packpapiere			419	35	145		(+)	5	32	43	42	20	3		
32	AP-Pack- und Wellrohpapier			1228	102	1255		-	91	125	10	70	410		549	
40	Karton und Pappe			1039	72	750		(+)	90		14	2	166	50	428	
30/40	Verpackungspapier und -Karton			2686	80	2150										
50	Sondereerzeugung			385	36	140		(+)	30	14		2	24		70	
	Rohdachpappe			85	76	65		-								
61	Hygienekrepp			158	57	90		+	15	35	40					
62	Hygienetissue			178	6	10		+		5	5					
60	Hygienepapier total			336	29	100										
Total				5981	43,5	2605			266	307	196	116	620	53	1047	

Quelle: Grünewald (1976), S.10.

Durch Altpapier wird ersetzt:
zusätzliche Altpapiermengen sind verfügbar:
bei den Anfallstellen:

HS	HS	Z	Z	HS/Z	HS	HS/Z
+	-	(-)	(-)	+	-	++
HA		VW	AG	AG		alle

Wir verwenden diese Zahl als Obergrenze der Erfassung gemischten Altpapiers und nehmen an, daß alternativ dazu 200 000 t/a Pressealtpapier gesammelt werden können. Die Sammlung von 1 t Pressealtpapier vermindert somit das Potential für gemischtes Altpapier um 1,5 t und umgekehrt.

Bei den derzeit nicht entsorgten gewerblichen Anfallstellen werden noch Reserven an gemischtem Verpackungsaltpapier (Altpapiergruppe 34) und an gemischtem Altpapier (Altpapiergruppe 15) vermutet. Wir setzen die verfügbaren Mengen in beiden Fällen mit 200 000 t/a an. Die Erfassung höherwertiger Altpapiere ist dagegen nur mehr in sehr engen Grenzen steigerungsfähig. Unter sehr optimistischen Annahmen schätzen wir die noch vorhandenen Reserven bei sonstigem graphischen Altpapier (Altpapiergruppe 20) und bei Kraftaltpapier (Altpapiergruppe 30) auf jeweils 20 000 t/a.¹⁾

Ein besonders kritisches Problem stellt die Schätzung der Erfassungskosten dar. In der Literatur finden sich hierzu nur vereinzelt konkrete Angaben. Danach sollen die Kosten für die oben von uns angenommene Form der Sammlung von Altpapier bei privaten Haushalten zwischen DM 60 – 80/t liegen.²⁾ Für die Altpapiererfassung bei gewerblichen Anfallstellen liegt eine Kostengabe von DM 27/t vor, wozu bemerkt wird, daß dieser Wert nur in Ballungsgebieten zu realisieren sei.³⁾ In beiden Fällen sind zusätzlich Kosten in Höhe von DM 55/t für das Pressen und die Handhabung beim Altpapierhandel sowie für den Transport zur Papierfabrik in Ansatz zu bringen.⁴⁾

1) Nach Meinung des Arbeitskreises stehen nur noch rund 15 000 t/a an Büro- und Datenverarbeitungsabfällen zur Verfügung. Vgl. Arbeitskreis Papierabfälle (1974), S. a23; Pothmann (1975), S. V145. Für Kraftaltpapier liegen keine Angaben vor, die genannte Zahl ist also sehr kritisch zu betrachten.

2) Vgl. Pothmann (1975), S. V147; Steinhorst (1976), S. 16.

3) Vgl. Steinhorst (1976), S. 16.

4) Vgl. Pothmann (1975), S. V148.

Bei der Festlegung der im Modell anzusetzenden Kostenkoeffizienten gehen wir von einem mit zunehmendem Erfassungsgrad ansteigenden Kostenverlauf aus. Wir zerlegen daher die für die einzelnen Erfassungskategorien angegebenen Maximalmengen in mehrere (hier gleich große) Teilmengen und ordnen diesen von Teilmenge zu Teilmenge zunehmende Kostenbeträge zu. Bei den Massensorten setzen wir für die jeweils erste Teilmenge den der Anfallstelle entsprechenden Kostenwert aus der Literatur, für die knapperen Altpapiersorten 20 und 30 etwas höhere Werte an. Die Steigerungsbeträge für die anderen Teilmengen sind willkürlich und ohne empirische Anhaltspunkte gewählt. Die Zahlenangaben sind in Tab. 4.29 zusammengefaßt (s. S. 218).

Altpapieranfall sowie gegenwärtiger Umfang und Steigerungsmöglichkeiten der Altpapiererfassung sind in Ballungsräumen überproportional höher als in dünner besiedelten Gebieten. Eine Erhöhung der Altpapiererfassung führt daher gerade dort zu einer Verminderung der zu disponierenden Müllmenge, wo der Deponieraum knapp und teuer ist und, aus eben diesem Grund, der größte Teil der (die Deponieentlastung steigernden) Müllverbrennungskapazität konzentriert ist. Zur Berücksichtigung der Entlastungswirkungen einer erhöhten Altpapiererfassung auf Müllabfuhr und -beseitigung ist daher eine Differenzierung nach Gebieten mit unterschiedlicher Bevölkerungsdichte angebracht. Im vorliegenden Fall werden drei Gebietskategorien unterschieden und für jede davon die aus der Altpapiererfassung resultierende Deponieentlastungen berechnet. Die Berechnungsgrundlagen und -ergebnisse sind in Tab. 4.30 angegeben (s. S. 219).

Tab. 4.29

KOSTEN DER ALTPAPIERERFASSUNG

Anfallstelle	Haushalte		Verwaltung und auspackendes Gewerbe			
Altpapier- gruppe						
o Sortenbe- zeichnung	Presse AP	ge- misches AP	Kraft- AP	geh- m. Verp. AP	sonst. graph. AP	gemischtes AP
o Nr.	10	15	30	34	20	15
Erfassungs- potential in 1000 t/a	200 ¹⁾	300 ¹⁾	20	200	20	200
Umfang je Teilmenge in 1000 t/a	50	75	5	50	5	50
Erfassungs- kosten in DM/t bei						
o Teilmenge 1	120	115	120	90	140	95
o "	2 130	125	140	100	160	105
o "	3 140	135	160	110	180	115
o "	4 150	145	180	125	200	125

- 1) Bei den privaten Haushalten sind entweder 200 000 t Pressealtpapier oder 300 000 t gemischtes Altpapier oder eine diesem Verhältnis entsprechende Kombination daraus erfaßbar.

Tab. 4.30

WIRKUNGEN DES ALTPAPIERENTZUGS AUF DIE MÜLLBESEITIGUNG
(BERECHNUNGSGRUNDLAGEN UND -ERGEBNISSE)

Gebietsklasse		1	2	3	Gesamt
Besiedlungsdichte (Einwohner/Ort)	1000 Einw.	250 ¹⁾	50- 250	50	
Einwohnerzahl insgesamt	Mio Einw.	22,5	4,6	35	62,1
Müllmenge	Mio t	7,71	1,4	8,83	17,94
Altpapiermenge im Müll ²⁾	Mio t	2,31	0,39	1,93	4,63
Heizwert des Mülls ³⁾	kcal/kg %	2045 75	2000 10	1875 15	1960 100
Müllverbrennungs- kapazität ⁴⁾	10 ¹² kcal	5,38	0,72	1,08	7,18
Verbrennbare Müllmenge	Mio t	2,6	0,36	0,58	3,54
Deponiebedarf	Mio t	5,11	1,04	8,25	14,39
Mehrerfassung von Altpapier					
Gebietsanteil ⁵⁾	%	56,6	26,4	17	100
Höchstmenge	Mio t	0,43	0,2	0,13	0,76
Senkung des Deponie- bedarfs durch AP- Mehrerfassung ⁶⁾	% der er- faßten AP-Menge	140	118	100	-
Deponiekosten ⁷⁾	DM/t Müll	15	12	10	-

1) Einschließlich der in Ballungsräumen liegenden Orte

2) Vgl. Arbeitskreis Papierabfälle (1974), S. 130.

3) Annahme: Heizwert von Papier = 3500 kcal/kg, Heizwert des papier-
freien Mülls = 1420 kcal/kg.

4) Aufteilung willkürlich angenommen.

5) Aufteilung proportional zu Angaben bei Arbeitskreis Papierabfälle (1974),
S. 130.

6) Auf der Basis einer rund 50 %igen Erfassung der angegebenen Höchstmengen.

7) Willkürlich angenommen.

(2) Möglichkeiten eines verstärkten Altpapiereinsatzes

Ein Mehreinsatz von Altpapier kann prinzipiell auf zweierlei Weise erreicht werden. Die erste Möglichkeit besteht in der Erhöhung der spezifischen Altpapiereinsätze bei einzelnen Papiersorten, die zweite in der Erhöhung der Inlandsproduktion von Papiersorten mit hohem Altpapieranteil auf Kosten des Imports bzw. bei gleichzeitiger Ausweitung des Exports.

Beschränken wir uns hier auf die erste der beiden Alternativen, so zeigt sich, daß der Einsatz von Altpapier angesichts des bereits erreichten hohen Niveaus nur bei wenigen Neupapiersorten noch steigerungsfähig ist.¹⁾ Hinderlich wirkt sich des weiteren aus, daß ein erheblicher Teil der noch bestehenden Erfassungsreserven auf untere Altpapierqualitäten entfällt, während sich die Aufnahmemöglichkeiten der Papierindustrie vorwiegend auf höherwertige Altpapiersorten beziehen.

Eine Möglichkeit, diese Qualitätsdiskrepanz zu mildern, sieht man in der Veredelung oder Aufbesserung von Altpapierfasern durch geeignete Operationen wie z.B. Bleiche oder Fraktionierung des Stoffes. Die großtechnische Anwendung dieser Verfahren steht jedoch noch weitgehend aus. Außerdem ist zu erwarten, daß ihr Einsatz die Kosten der Altpapieraufbereitung nicht unerheblich verteuern wird. Wir werden jedoch im folgenden die Verfügbarkeit geeigneter und effizienter Veredelungsverfahren voraussetzen und bei der Analyse der zusätzlichen Einsatzmöglichkeiten für Altpapier berücksichtigen.

Analog zu unserem Vorgehen bei der Modellierung des Altpapierrücklaufs nehmen wir auch den derzeitigen Altpapiereinsatz als seiner Menge und Struktur nach vorgegeben und nicht veränderbar an und befassen uns explizit nur

1) Vgl. hierzu Tab. 4.28.

Tab. 4.31

BESCHREIBUNG DER MODELLIERTEN ALTERNATIVEN FÜR DEN ALTPAPIEREINSATZ

Neupapiersorte (Ursprungsgruppe)	Prod.- Menge 1000t/a	Mehreinsatz (in % des Stoffeintrags) von				Kosten der AP-Aufbe- reitung DM/t	Faser- aus- beute %	Wert des ersetzen Stoffes DM/t
		AP graph.	AP Kraft	gem. Vern. AP	sonst. gem. AP			
Zeitungsdruck	504	15 25				130 130	90 85	330
einfachere holzhaltige Druck- und Schreibpapiere	100	10 20	10			160 165 160	90 80 90	360
feinere Packpapiere	420		5 10			120 120 120 120	90 90 90 80	320
Karton und Pappe			5 8			85 85 85 85	90 80 90 80	250
Sonder- erzeugnisse	385		5 10			80 85 80 85	90 80 90 80	250
Hygienekrepp	155	10 16				90 90	90 80	285
Hygienetissue	180		6 12.5			135 135	90 80	360

mit den im Einzelfall bestehenden Steigerungsmöglichkeiten. Hierzu liegen aus der Literatur einige zum Teil auch konkret-numerische Angaben vor.¹⁾ Die unmittelbare Verwendung dieser Daten im Modell ist jedoch wegen ihres meist sehr globalen Charakters, vor allem wegen ihrer fehlenden Spezifikation in bezug auf die einzelnen Alt- und Neupapiersorten, die erforderlichen Aufbereitungsverfahren usw. nicht möglich. Wir sind daher wiederum dazu gezwungen, zumindest einige ergänzende Annahmen zu treffen und dabei insbesondere qualitative Aussagen in Zahlenwerte zu übertragen, was in jedem Fall nur auf mehr oder weniger willkürliche Weise möglich ist.

Die Ergebnisse unserer Analyse sind in Tab. 4.31 enthalten. Neben den nach Alt- und Neupapiersorten gegliederten Prozentzahlen für den Mehreinsatz von Altpapier sind auch die jeweiligen Aufbereitungskosten sowie die zugehörigen Ausbeutezahlen aufgeführt. Die Kosten der Altpapieraufbereitung wurden unter Berücksichtigung einiger Anhaltspunkte aus der Literatur²⁾ grob und ziemlich willkürlich geschätzt. Schließlich sind für jede Alternative noch die Art und ein vorläufiger Schätzwert für den Preis (bzw. die Herstellungskosten) des durch den Altpapiereinsatz substituierten Frischfaserstoffs angegeben. Auf die explizite Angabe von Schadstoffkoeffizienten wurde generell verzichtet, nachdem sich die Beschaffung derartiger Daten für die Prozesse der Altpapieraufbereitung als unmöglich erwiesen hatte. Das Modell umfaßt in seiner derzeitigen Ausgestaltung 45 Restriktionen (Zeilen) und 100 Aktivitätsvektoren (Spalten).

1) Vgl. hierzu Grünewald (1976); Pothmann (1975); Arbeitskreis Papierabfälle (1974); Götsching und Stürmer (1974).

2) Vgl. Friedrich (1976); Musselmann (1976).

4.5 Konzipierung eines Gesamtmodells der Zellstoff- und Papierbranche

Obwohl die Konstruktion und Auswertung eines integrierten Modells der gesamten Zellstoff- und Papierbranche mit den derzeit verfügbaren Daten noch nicht möglich ist, wollen wir im folgenden das Grobkonzept eines solchen Modells in kurzen Zügen umreißen. Fig. 4.4, in der die wichtigsten Beziehungen zwischen unseren Teilmodellen I, II und III dargestellt sind, soll uns hierbei als Grundlage für die Diskussion folgender Fragestellungen dienen:

- (1) Welche zusätzlichen Planungsprobleme können durch eine Integration unserer Teilmodelle gelöst werden?
- (2) Wo liegen Probleme und Möglichkeiten einer erfolversprechenden Realisierung der Modellverknüpfung?

Zu (1): Jedes unserer Teilmodelle I, II und III erlaubt für den von ihm beschriebenen Problemkomplex die Berechnung der optimalen Produktions- und Umweltschutzentscheidungen, wenn die Preise der jeweiligen Einsatzgüter, die Preise der Umweltnutzung (z. B. Abwasserabgaben) und der geforderte Produktionsoutput modellexogen vorgegeben werden. Mit unseren bisherigen Teilmodellen kann demnach der staatliche Entscheidungsträger für jede beliebige Wertekombination der exogenen Variablen die wahrscheinliche Reaktion der betrachteten Betriebsklasse ermitteln. Eine modellendogene Betrachtung brancheninterner Wechselwirkungen erfolgt dagegen nicht. Für die umfassendere Fragestellung nach der Wirkung einer bestimmten staatlichen Umweltpolitik auf die gesamte Zellstoff- und Papierbranche - individuell optimierende Einzelbetriebe unterstellt - wird eine Verknüpfung der Teilmodelle erforderlich.

-
- 1) Teilmodell III wurde für die Einordnung in den Gesamtzusammenhang in zwei Teilmodelle IIIa und IIIb zerlegt.

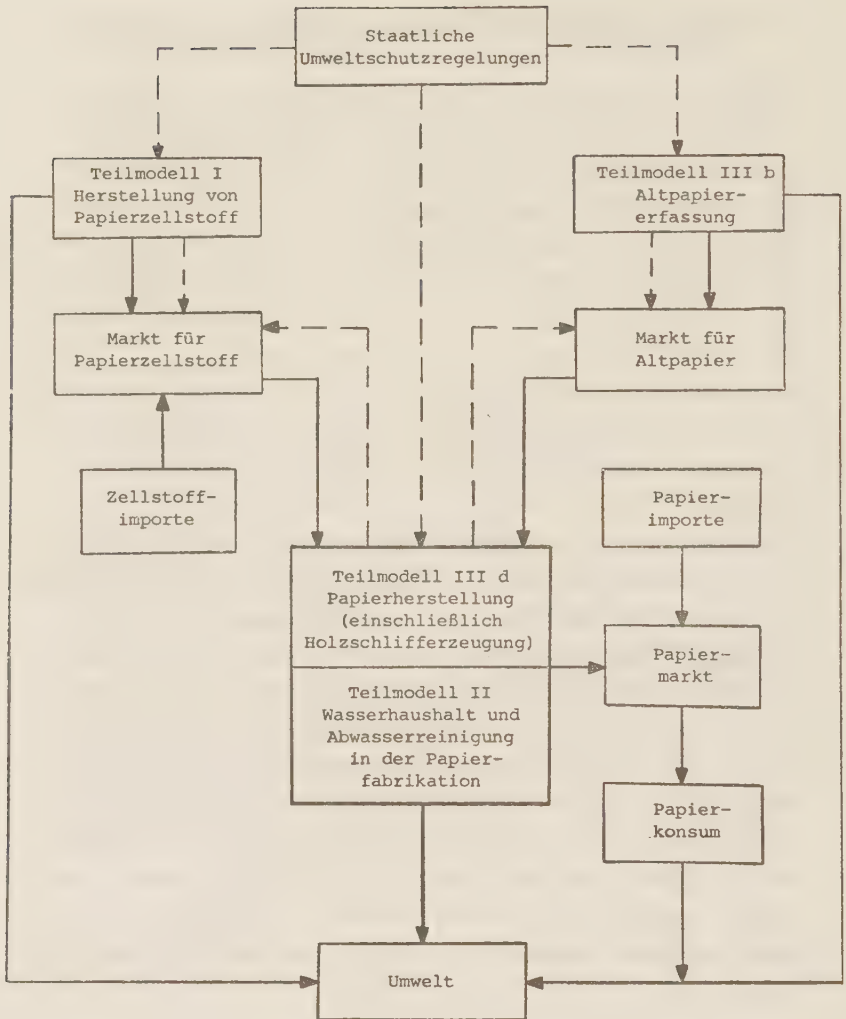


Fig. 4.4 Strukturskizze eines Gesamtmodells der Zellstoff- und Papierbranche

Zu (2): Formal äußert sich eine Modellverknüpfung durch die Verwandlung bisher exogener in endogene Modellvariable. Bei einer Realisierung der Modellintegration sind demnach zunächst jene Modellvariablen zu identifizieren, die im Branchenmodell intern zu bestimmen sind. Ferner müssen geeignete Mechanismen entworfen werden, die eine modellendogene Behandlung der identifizierten Variablen erlauben. Betrachten wir Fig. 4.4 unter den beschriebenen Aspekten, so wird deutlich, daß der Produktionsoutput der Zellstoffherstellung und der Altpapiererfassung als Input in die Papierherstellung fließt. Als zentrales Problem einer Modellintegration erscheint somit die Modellierung des Zellstoff- und Altpapiermarktes. Im vorliegenden Kontext sind bereits Konstruktionen hinreichend, die eine grobe modellinterne Bestimmung der umgesetzten Zellstoff- und Altpapiermengen sowie der zugehörigen Preise gestatten. Den Papierkonsum betrachten wir weiterhin als vorgegeben.

Im Idealfall könnte die Bestimmung der gesuchten Preise und Mengen im Rahmen eines linearen Gesamtmodells simultan mit der Optimierung der einzelwirtschaftlichen Anpassungsentscheidungen erfolgen. Ein derartiges Modell läßt sich im Prinzip durch die Ankoppelung des Teilmodells I an die Inputseite und des Teilmodells II an die Abwasser- und Residuenströme der in den Gln. 4.82 bis 4.94 beschriebenen Version des Teilmodells III bilden.

5. DARSTELLUNG UND DISKUSSION VORLÄUFIGER MODELL- ERGEBNISSE

5.1 Auslegung und Durchführung numerischer Modellexperimente

Wesentliche Erkenntnisse lassen sich aus linearen Modellen nur durch numerische Auswertung, z. B. mit Hilfe des Simplex-Algorithmus oder eines anderen Verfahrens der linearen Optimierung gewinnen. Angesichts der Größe der von uns konstruierten Modelle (50 bis 100 Zeilen, 100 bis 170 Spalten) ist der Einsatz eines Computers unumgänglich. Im vorliegenden Fall stand eine wissenschaftliche Großrechenanlage (IBM 360/91) zur Verfügung. Das von uns benutzte Programmsystem "Mathematical Programming System 360" (MPS/360) der IBM zeichnet sich durch folgende für unsere Problemstellung vorteilhafte Eigenschaften aus:

o Bewältigung großer Matrizen mit hoher Recheneffizienz.

Die Zahl der zum Erreichen einer optimalen Lösung erforderlichen Iterationen betrug im Mittel nur etwa das 0,9-fache der Zeilenzahl der Restriktionsmatrizen.¹⁾ Der Rechenzeitbedarf für eine Lösung bewegte sich auf der IBM 360/91 zwischen 3, 5 und 5 Sekunden (CPU-Zeit).

- o Einfache Möglichkeiten zur Veränderung der Zielfunktion, der Koeffizientenmatrix und der rechten Seiten der Restriktionsgleichungen im Rahmen von Serienrechnungen mit einer Ausgangsmatrix. Als besonders wertvoll erwies sich in unserem Fall die Möglichkeit der Durchführung postoptimaler Prozeduren, d. h. die parametrische Variation beliebiger Teile der Zielfunktion und/oder der rechten Seiten der Koeffizientenmatrix.

1) Üblicherweise beträgt die Zahl der Iterationsschritte bis zur Optimallösung etwa das 1,5-fache der Zeilenzahl. Bei Problemen, die von der sogenannten Normalform linearer Programme abweichen (um solche handelt es sich hier ausschließlich), liegt die Zahl der notwendigen Iterationen sogar noch höher.

- o Komfortable Optionen zur Erstellung eines informativen Outputs (z. B. auf Wunsch: Ausdruck eines übersichtlichen Matrixbildes, Beschränkung des Ergebnisausdrucks auf die in der Basis befindlichen Vektoren usw.)
- o Verfügbarkeit einer Programmroutine zur Behandlung nichtkonvexer Nichtlinearitäten. Auf die wesentliche Bedeutung dieser Möglichkeit für unsere Aufgabenstellung haben wir bereits mehrfach hingewiesen.¹⁾

Mit den in der vorliegenden Arbeit durchgeführten Modellauswertungen verfolgen wir im begrenzten Rahmen unseres derzeitigen Informationsstandes vor allem folgende Zielsetzungen:

- (1) Demonstration der Funktionsfähigkeit und des Einsatzpotentials der von uns entwickelten Modelle. Beim Teilmodell III müssen wir uns wegen des Datenmangels ausschließlich auf dieses Ziel beschränken. Wir verwenden dazu fiktive Zahlenwerte in realistisch erscheinenden Größenordnungen.²⁾
- (2) Gewinnung von Anhaltspunkten zur Beurteilung der Gültigkeit der Teilmodelle. Hinweise dieser Art lassen sich durch den Vergleich geeigneter Modellresultate mit empirischen Angaben in einschlägigen Veröffentlichungen gewinnen.
- (3) Ableitung vorläufiger Erkenntnisse für den staatlichen Entscheidungsträger. Gesucht sind Antworten insbesondere auf folgende Fragestellung: Wie ändern sich die Schadstoffemissionen und die Produktionskosten der Zellstoff- und Papierindustrie in Abhängigkeit von der Art und der Intensität staatlicher Umweltschutzmaßnahmen?

1) Vgl. z. B. Abschn. 2.2.2 sowie 4.2.4.

2) Vgl. Abschn. 4.4.2.

- (4) Ableitung vorläufiger Erkenntnisse für den einzelnen Zellstoff- und Papierbetrieb. Von der Auswertung der Modelle erwarten wir konkrete Aussagen über die optimale Gestaltung der betrieblichen Anpassungsmaßnahmen an die staatlichen Umweltschutzregelungen.

Die Durchführung der Modellexperimente besteht in der wiederholten Lösung der einzelnen Teilmodelle. Zunächst wird eine Auswertung für eine angenommene Ausgangssituation durchgeführt, die u. a. durch das Fehlen jeglicher staatlicher Umweltschutzmaßnahmen gekennzeichnet sein kann. Die weiteren Auswertungen erfolgen unter gezielt vorgenommenen Änderungen an der Zielfunktion, den Restriktionen oder der Koeffizientenmatrix, mit deren Hilfe alternative Umweltschutzregelungen des Staates oder sonstige untersuchenswerte Einflüsse auf die betriebliche Entscheidungssituation im Modell abgebildet werden. Als besonders aufschlußreich erweist sich die repetitive Lösung der Modelle unter parametrischer Variation der Niveaus bestimmter Einflußfaktoren, z. B. der Höhe einer Emissionsabgabe usw. Diese Vorgehensweise erlaubt die quantitative Bestimmung von Wirkungsfunktionen einzelner Steuerungsinstrumente des Staates, womit sich die oben unter (3) genannte Fragestellung in idealer Weise beantworten läßt.

Bei der Wirkungsanalyse staatlicher Umweltschutzmaßnahmen beschränken wir uns in dieser Arbeit unter Außerachtlassung von Emissionsrestriktionen auf die Untersuchung verschiedener Arten von Emissionsabgaben. Dies ist angesichts der in der Bundesrepublik zu erwartenden gesetzlichen Regelungen in dem für die Zellstoff- und Papierbranche relevanten Bereich des Gewässerschutzes vertretbar.¹⁾ Eine Beschränkung auf die Untersuchung preltialer staatlicher Maßnahmen ist darüber hinaus auch in bezug auf die Gültigkeit der Modellaussagen von Vorteil. Es läßt sich zeigen, daß das lineare Programm auf die Einführung von Emissionsabgaben (Änderung von Ziel-

1) Vgl. hierzu unsere Ausführungen in Abschnitt 3.3.3.

funktionskoeffizienten) in der gewünschten Weise reagiert, von mehreren alternativen und sich wechselseitig ausschließenden (Produktions-, Vermeidungs-, Behandlungs-)Prozessen jeweils nur einen einzigen, nämlich den kostengünstigsten auszuwählen. Aus der Lösung eines Modells für einen bestimmten Abgabensatz lassen sich daher die zur optimalen Anpassungsstrategie für diesen Fall gehörenden betrieblichen Einzelmaßnahmen unmittelbar entnehmen, womit der unter (4) genannten Zielsetzung der Modellauswertung weitgehend Rechnung getragen ist. Im Gegensatz dazu kann die Beschränkung der Emissionsmengen von Schadstoffen durch Restriktionen im Modell auch zur Ermittlung "gemischter", in der Regel technisch nicht realisierbaren Lösungsvorschläge führen.¹⁾

Neben bzw. in Verbindung mit staatlichen Umweltschutzmaßnahmen sind auch verschiedene indirekt auf die Schadstoffemissionen wirkende Einflüsse, wie z.B. unterschiedliche Qualitätsanforderungen an Produkte, Änderungen der Kosten für Prozesse oder Einsatzstoffe usw. Gegenstand von Modellauswertungen. In den folgenden Abschnitten dieses Kapitels werden wir eine Auswahl wichtiger und illustrativer Berechnungsergebnisse vorstellen und diskutieren.

5.2 Auswertungen des Teilmodells I: Wirkungen direkter und indirekter Einflüsse auf Emissionen und Kosten der Zellstoffherstellung

Gegenstand dieses Abschnittes ist die quantitative Ermittlung der Konsequenzen verschiedener Einflußfaktoren auf das Emissionsverhalten und die Kostensituation der Zellstoffindustrie. Die Erfassung und Darstellung dieser Konsequenzen erfolgt durch Angabe spezifischer, d.h. auf die Produkteinheit bezogener Werte für Schadstoffemissionen und Kosten.

1) Vgl. hierzu unsere Ausführungen in Abschnitt 2.2.2.

Als Bezugsbasis für die Beurteilung aller weiteren Ergebnisse verwenden wir die Resultate von Modellauswertungen für den Fall, daß kein staatlicher Zwang und keine staatlichen Incentiven zur Einführung umweltschonender Maßnahmen in der Zellstoffindustrie bestehen. Die Ergebnisse dieser ersten Berechnungen sind in Tab. 5.1 enthalten. Unter den angenommenen Bedingungen erweist sich sowohl für Kunstfaser- als auch für Papierzellstoff der Kalziumaufschluß als der kostengünstigere Produktionsprozeß. In beiden Fällen beschränken sich die umweltentlastenden Maßnahmen auf die aus ökonomischen Gründen vorgenommene Herstellung von Hefe bzw. Alkohol aus dem leicht erfaßbaren Teil der Ablauge. Erste Schlüsse auf die Qualität der Modellaussagen lassen sich aus dem Vergleich errechneter Werte mit Zahlenangaben aus der Literatur ziehen, die ebenfalls in Tab. 5.1 enthalten sind. Insgesamt kann eine relativ gute Übereinstimmung der Modellergebnisse mit den für die deutsche Zellstoffindustrie angegebenen Schadstoffbelastungen festgestellt werden. Eine größere Abweichung zeigt sich lediglich bei den absetzbaren Stoffen (ASto), wozu allerdings zu bemerken ist, daß es sich bei der Vergleichsangabe selbst um eine sehr grobe Schätzung handelt.¹⁾

Da unser Modell nur die im gegebenen Zusammenhang entscheidungsabhängigen Kosten beinhaltet, sind die errechneten Kostenbeträge für sich allein ohne Aussagekraft. Wir verzichten deshalb auf ihre Angabe für die Ausgangslösung und verweisen diesbezüglich auf die aus der Literatur entnommenen Zahlen (Produktionswert $\approx$ Kosten). Für alle anderen untersuchten Fälle werden jeweils die Mehrkosten gegenüber der in Tab. 5.1. beschriebenen Ausgangslösung (unserer Bezugsbasis) berechnet und angegeben.

Um die Wirkungen verschiedener Abgabenstrategien auf die Zellstoffproduktion und ihre Schadstoffemissionen zu untersuchen, wurde unser Teilmodell I

1) Vgl. hierzu Rincke, Irmer, Götsching und Dalpke 1975, S. 92.

Tab. 5.1

AUSGANGSLÖSUNGEN DES TEILMODELLS I - VERGLEICH
MIT LITERATURDATEN
(Angaben je t Zellstoff)

Datenquelle		Modellergebnisse		Literaturangaben ¹⁾	
Zellstoffart		Papier	Kunst- faser	Papier	Kunst- faser
<u>Kosten</u>	<u>DM</u>	-	-	820	1100
<u>Emissionen</u> ⁺)					
o Abwasser	m ³	250	250	226	220
o CSB	kg	1420 (+127)	1740 (+384)	1641	2224
o BSB ₅	kg	292 (+ 39)	395 (+113)	230-380 ²⁾	~ 500 ²⁾
o AS _{to}	l	1330	1350	5100	4000
o SE _{CSB}	E	26.7 (+2.5)	33.7 (+7.4)	31.7	43
o SE _{AS_{to}}	E	1.6	1.6	6.3	5.2
o SE _{gesamt}	E	28.3 (+2.5)	35.3 (+7.4)	38	48.2
o SO ₂ -ges. ⁺⁺⁾	kg	24.3	26.1	k.A.	k.A.

+) Die in Klammern gesetzten Zahlen geben die durch die Sprit- bzw. Hefeherstellung abgebauten Schadstoffmengen an.

++) Einschließlich SO₂-Emissionen aus Verfeuerung fossiler Brennstoffe.

1) Alle nicht speziell gekennzeichneten Literaturangaben stammen aus Rincke, Irmer, Götsching und Dalpke(1975), S. 32 bzw. S. 91. Die Schadstoffwerte entsprechen der Uebelastung ohne Einsatz von Vermeidungs- und Behandlungsmaßnahmen.

2) Quelle: Information PWA 1975.

in mehrere Varianten unter Zugrundelegung zahlreicher unterschiedlicher Ausgangskonstellationen ausgewertet. Ein Teil dieser Modellexperimente galt zunächst der Analyse von Emissionswirkungen der folgenden vier Abgabenarten:

- o Abgaben auf Schadeinheiten nach dem geplanten Abwasserabgabengesetz (AbwAG)
- o Abgaben auf Schadeinheiten nach der im Entwurf des AbwAG vorgesehenen Übergangsregelung (Ermäßigung der Zahl der Schadeinheiten bei Überschreiten bestimmter BSB₅-Abbauwerte)
- o Abgaben auf die Emission von CSB
- o Abgaben auf die Emission von BSB₅

Bei allen weiteren Auswertungen, die der Erforschung spezifischer Produktionskonstellationen dienen sollten, wurde allein die für die Bundesrepublik derzeit wichtigste Gebührenart, die Abwasserabgabe nach dem Entwurf zum AbwAG, zugrunde gelegt.

Im beschränkten Rahmen der vorliegenden Arbeit werden wir aus der Fülle der mit unserem Teilmodell I erzielten Auswertungsergebnisse folgende Fragestellungen diskutieren:

- o Untersuchung der Emissions- und Kostenwirkungen einer Abgabe nach dem Entwurf zum AbwAG
- o Optimierung der betrieblichen Umweltschutzentscheidungen unter Ausschluß des Magnesiumverfahrens
- o Wirkungen von Veränderungen der Produktqualität (verschiedene Weißgrade des Zellstoffs)
- o Optimale Umweltschutzstrategien unter Voraussetzung bereits vorhandener Umweltschutzeinrichtungen

(1) Emissions- und Kostenwirkungen einer Abgabe nach dem geplanten Abwasserabgabengesetz

Die wichtigsten numerischen Ergebnisse unserer Modellauswertungen für alternative Niveaus einer auf Schadeinheiten erhobenen Abwasserabgabe und die Beschreibung der jeweils optimalen betrieblichen Anpassungsstrategie sind in Tab. 5.2 (Papierzellstoff) und in Tab. 5.3 (Kunstfaserzellstoff) enthalten. Die Darstellung erfolgt durch die Angabe der Modellresultate für jene Abgabenhöhen, bei deren Überschreiten eine andere als die bisher günstigste betriebliche Anpassungsstrategie optimal wird. Ein Teil dieser Ergebnisse ist in Fig. 5.1 zu anschaulichen Reaktionskurven zusammengefaßt.

Bei beiden Zellstoffarten erweist sich bereits ein niedriger Abgabensatz (0, 50 DM/SE bzw. 2, 60 DM/SE) als ausreichend, um den wichtigsten Schritt zu einer Verringerung der Abwasserbelastungen, nämlich den Übergang vom Kalzium- zum Magnesiumverfahren (mit hochgradiger Ablaugenerfassung und Chemikalienrückgewinnung) ökonomisch attraktiv zu machen. Die Realisierung dieser Maßnahme bewirkt bereits eine mehr als 70 %ige Reduktion der emittierten Schadeinheiten. Wird der Abgabensatz nach und nach auf etwa 12 DM/SE angehoben, so verringern sich die emittierten Schadeinheiten in mehreren Schritten auf weniger als 10 % der für die Ausgangssituation errechneten Mengen. Im Verlauf weiterer Erhöhungen der Abgabe bis zu dem im Gesetzentwurf vorgesehenen Betrag von 40 DM/SE wird die Zahl der Schadeinheiten sukzessive auf die unter den gegebenen technischen Bedingungen erreichbaren Minimalwerte von ca. 2 % der Ausgangsbelastungen reduziert.

Wie ein Blick auf die Emissionsmengen der abwasserbelastenden primären Residuen BSB_5 und CSB zeigt, werden diese annähernd propor-

Tab.5.2

SCHADSTOFFEMISSIONEN UND MEHRKOSTEN DER PAPIERZELLSTOFFERZEUGUNG
IN ABHÄNGIGKEIT VON DER HÖHE EINER EMISSIONSABGABE AUF SCHADEINHEITEN

Abgabe DM/SE	Schadstoffemissionen					Mehrkosten		Vermeidungs- und Behandlungsmaßnahmen	
	SE/t	BSB ₅ kg/t	CSB kg/t	AS ₂ O ₃ kg/t	SO ₂ Gas kg/t	Klär- schlamm kg/t	f.Maß- nahmen DM/t	f.Ab- gabe DM/t	Nr. Beschreibung
0	28.30	292	1421	1321	20.5	0	0	0	(1) Kalziumaufschluß, Spritzerzeugung
0.53	6.85	71	282	1328	24.3	0	11.3	3.6	(2) Magnesiumaufschluß, Laugenerfassung 95%
4.03	6.31	53	250	1328	24.3	0	13.4	25.5	(3) wie (2) + Neutralisierung der Eindampfkondensate
4.09	4.61	51	238	133	24.3	0	20.4	18.8	(4) wie (3) + mechanische Klärung der Sortierab- wässer
4.81	4.14	47	216	133	24.7	0	22.6	19.9	(5) wie(4), Laugenerfassung 95%
8.60	2.02	17.5	101	271	24.7	20.5	40.8	17.4	(6) Wie(5)+biologische Reinigung der gesamten Sortier- und Bleichereiabwässer
15.90	1.73	5.6	95	27	24.7	27.0	45.4	27.5	(7) wie(6)+biologische Reinigung der Eindampfkondensate
25.65	1.63	5.4	90	27	25.0	27.0	47.9	41.9	(8) wie(7), Laugenerfassung 97%
34.65	0.45	1.8	28	27	25.0	25.0	88.7	15.6	(9) wie(8)+tertiäre Reinigung der Bleichereiabwässer
39.50	0.40	1.6	25	27	25.1	25.0	90.7	15.8	(10) wie(9), Laugenerfassung 98%

Tab.5.3

SCHADSTOFFEMISSIONEN UND MEHRKOSTEN BEI DER KUNSTFASERZELLSTOFFERZEUGUNG
IN ABHÄNGIGKEIT VON DER HÖHE EINER EMISSIONSABGABE AUF SCHADEINHEITEN

Abgabe DM/SE	Schadstoffemissionen					Klär schlamm kg/t	Mehrkosten f. Maß- nahmen DM/t		f. Ab- gabe gesamt DM/t	Vermeidungs- u. Behandlungsmaßnahmen	
	SE/t	BSB5 kg/t	CSB kg/t	ASTO /t	SO ₂ -Gas kg/t		Nr.	Beschreibung			
0	35.30	395	1740	1356	26.1	0	0	0	(1)	Kalziumaufschluß, Hefeerzeugung	
2.60	10.29	147	465	1356	32.0	0	65.6	26.8	92.2	(2)	Magnesiumaufschluß, Laugenerfassung 93%
3.40	8.65	95	376	1356	32.0	0	71.0	29.4	100.4	(3)	wie (2)+Neutralisierung der Eindampf- kondensate
4.66	7.96	84.5	338	1356	32.4	0	74.2	37.1	111.3	(4)	wie (3), Laugenerfassung 95%
5.49	6.24	80.5	328	136	32.4	0	83.7	34.2	117.9	(5)	wie (4)+mechanische Klärung des gesamten Sortierabwassers
10.12	4.75	60.2	252	28	32.4	12	97.5	48.1	145.6	(6)	wie(5)+biologische Reinigung des gesamten Sortierabwassers
11.37	3.29	27.2	171	136	32.4	60	114.2	37.4	151.6	(7)	wie(3)+biologische Reinigung des gesamten Sortierabwassers und des Bleichereiabwassers
15.98	2.94	13.1	160	136	32.4	69	119.7	47.0	166.7	(8)	wie(7)+biologische Reinigung der Eindampfkondensate
19.45	2.76	12.8	150	28	32.4	42	122.9	53.7	176.6	(9)	wie(8)+mechanische Klärung des gesamten Sortierabwassers
30.80	0.84	3.2	48	28	32.4	36	182.0	25.9	207.9	(10)	wie(9)+tertiäre Reinigung der Bleichereiabwasser
34.50	0.64	2.5	37	28	33.0	36	188.5	22.1	210.6	(11)	wie(10), Laugenerfassung 98%

tional zur Anzahl der Schadeinheiten verringert. Der Reduktionsverlauf der absetzbaren Stoffe weicht dagegen etwas stärker von dem der Schadeinheiten ab. Die Ursache hierfür ist jedoch allein in der geringen Zahl der verfügbaren Behandlungsalternativen zu sehen.

Sekundäre Residuen entstehen insbesondere in Form von gasförmigem SO_2 aus der Ablaugenverbrennung und in Form von Klärschlamm aus der biologischen Abwasserreinigung. Obwohl in unserem Modell die SO_2 -Verluste bei der Laugenverbrennung mit 10 % angenommen wurden, ergibt sich gegenüber der Ausgangslösung nur eine vergleichsweise geringe Zunahme der SO_2 -Emissionen. Dies läßt sich darauf zurückführen, daß zum einen mit der ersparten Dampfmenge auch ein Teil der SO_2 -Emissionen aus der Verfeuerung fossiler Brennstoffe (angenommener Schwefelgehalt des Heizöls 1 %) vermieden werden kann und daß zum anderen durch den Übergang zum Magnesiumverfahren die mit dem Kalziumaufschluß verbundenen SO_2 -Verluste aus der Kochsäureherstellung entfallen. Der Klärschlammmanfall aus der biologischen Abwasserreinigung ist durch sein Trockengewicht angegeben. Das Gewicht des zu deponierenden Naßschlammes ist bei dem unterstellten Trockengehalt von 40 % (nach Entwässerung) 2, 5-mal so groß.

Von besonderem Interesse sind die mit der Einführung der Abwasserabgabe entstehenden Mehrkosten der Zellstofferzeugung, die sich aus den Kosten der Vermeidungsmaßnahmen¹⁾ und dem nach Durchführung der Maßnahmen noch zu entrichtenden Abgabenbetrag zusammensetzen. Die im Rahmen unserer Modellauswertung errechneten Kosten je t Zellstoff bei optimaler Anpassungspolitik sind bereits entsprechend aufgeschlüsselt in den Tab. 5.2 und 5.3 enthalten und zur Verbesserung der

1) Abzüglich etwaiger Ersparnisse durch Materialrückgewinnung bzw. von Verkaufserlösen für Nebenprodukte.

Anschaulichkeit zusätzlich in Fig. 5.1 graphisch dargestellt. Für unsere beiden Fabriktypen (Kunstfaser- bzw. Papierstollstoffherzeugung) stellen wir im Prinzip die gleichen Kostenverläufe fest, wobei jedoch das Niveau der Mehrkosten für die Kunstfaserzellstofffabrik wesentlich über dem des Papierzellstoffwerks liegt. Dies kommt besonders deutlich in dem hohen Kostenbetrag für den Wechsel des Aufschlußverfahrens bei der Kunstfaserzellstofffabrik zum Ausdruck. Die Ursachen dieser Kostendifferenz liegen unter anderem in dem relativ hoch angesetzten Nebenprodukterlös (hier: Hefe) beim Kalziumaufschluß, der beim Verfahrenswechsel entfällt und damit den Mehrkosten zuzurechnen ist, ferner in der größeren zu beseitigenden Schadstoffmenge je Produkteinheit und schließlich in den (wegen der als geringer unterstellten Betriebsgröße) höheren relativen Maßnahmekosten.

Die Funktionen der minimalen Gesamt(mehr)kosten verlaufen (von unten her gesehen) konkav. Sie setzen sich aus Geradenstücken zusammen, deren Steigung gleich der Zahl der SE ist, die im Falle optimaler betrieblicher Anpassung an die jeweilige Abgabenhöhe noch emittiert werden. Anhand der graphischen Darstellung lassen sich die Kostenwirkungen einer vom tatsächlichen Optimum abweichenden Anpassungspolitik anschaulich demonstrieren. In Fig. 5.2 ist dies für den einfachen Fall der Beurteilung einer vom Modell für einen bestimmten Abgabensatz als optimal ausgewählten Alternative in bezug auf andere Abgabenhöhen vorgeführt.

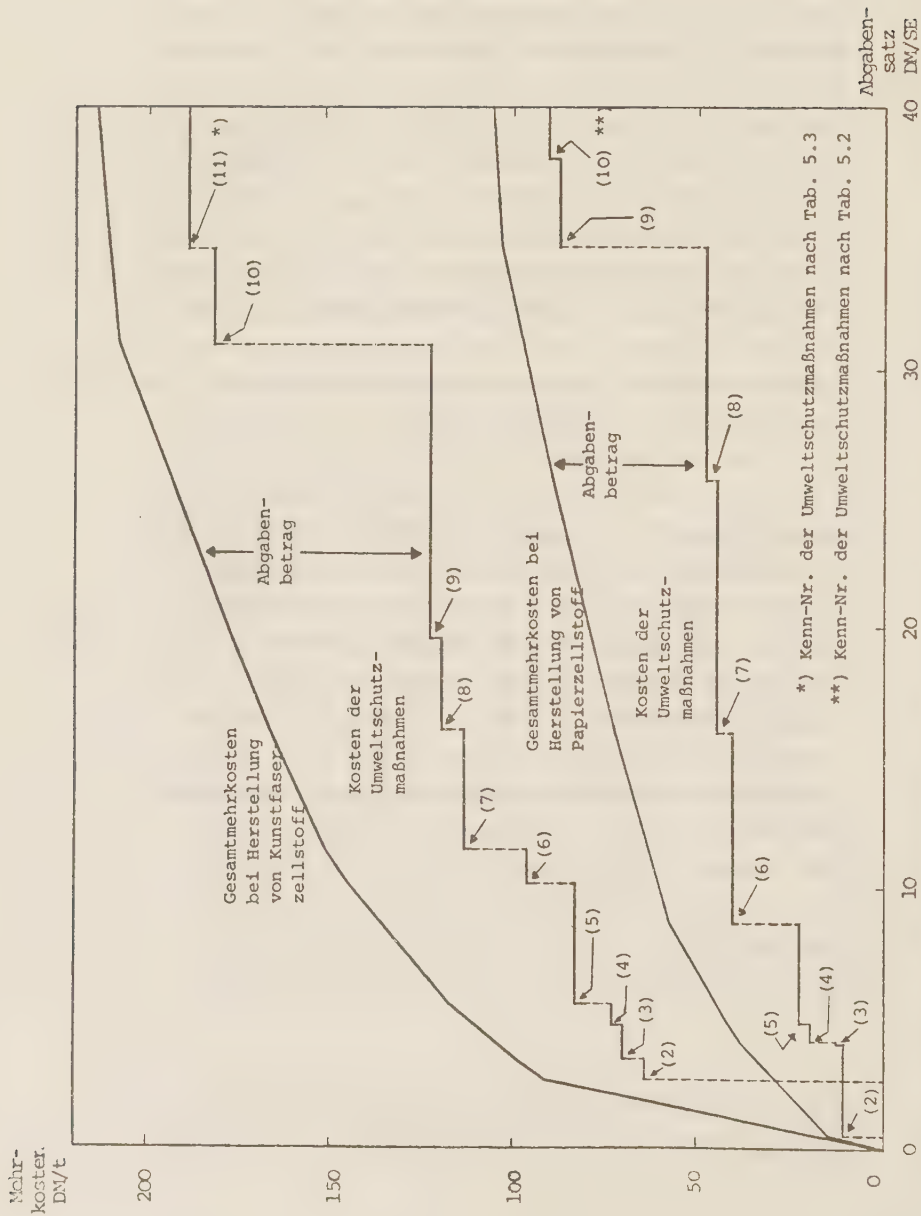


Fig. 5.1 Wirkung einer Abwasserabgabe (Abwag) auf die Kosten der Zellstoffherstellung

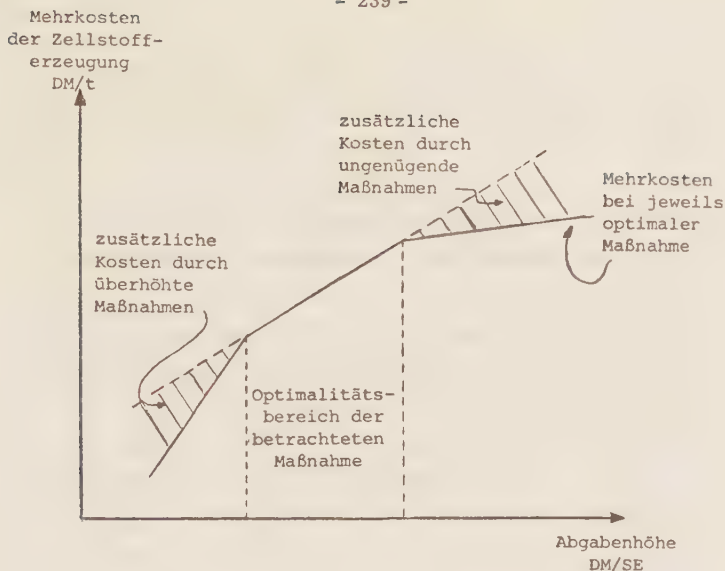


Fig. 5.2 Mehrkosten der Zellstoff-erzeugung bei nicht-
optimaler Anpassung an eine Emissionsabgabe

Im Gegensatz zu den Gesamtkosten sind die Funktionen der Maßnahme-
kosten (in Fig. 5.1) durch einen stufenförmigen Verlauf gekennzeichnet,
wodurch der Charakter der Entscheidungssituation als typisches, ganz-
zähliges Investitionsproblem unterstrichen wird. Jedes Kostenniveau
repräsentiert eine bestimmte Anpassungsstrategie, jede Sprungstelle
den Übergang der Optimalitätseigenschaft auf eine andere Strategie¹⁾,
verbunden mit einer ebenso sprunghaften Änderung der Emissionsmengen.

- 1) Um Mißverständnissen vorzubeugen, sei darauf hingewiesen, daß es
sich bei den mit aufeinanderfolgenden Kostenniveaus korrespondieren-
den Alternativen in der Regel nicht um eine Folge von Ausbaustufen
handelt, die nach Bedarf von unten nach oben durchlaufen werden können,
sondern um sich ausschließende Maßnahmebündel. Selbst wenn der
Übergang von einer Strategie zu einer anderen technisch möglich ist,
gelten in diesem Fall im allgemeinen andere (höhere) als die von uns
in Ansatz gebrachten Kostenwerte. Vgl. hierzu Punkt (4) dieses Ab-
schnitts.

Die Höhe des Abgabensatzes an einer Sprungstelle entspricht genau den Grenzkosten für die Vermeidung von 1 SE durch die jeweilige neue Strategie.

Abschließend wollen wir noch einige Vergleiche der im Rahmen unserer Modellauswertungen ermittelten Maßnahmekosten mit entsprechenden Zahlenangaben der Literatur durchführen. Die Vergleichsdaten sind in Tab. 5.4 zusammengestellt. Die außergewöhnlich gute Übereinstimmung unserer Modellresultate mit den auf expliziten Kalkulationen beruhenden Zahlenangaben aus den Veröffentlichungen A, B und C in Tab. 5.4 beruht sicherlich mit darauf, daß wir einen erheblichen Teil der Daten unseres Modells aus diesen Studien entnommen haben. Nichtsdestoweniger erscheinen uns die auf Umfragen basierenden Kostenangaben aus der auf die bundesdeutschen Verhältnisse bezogenen Studie D als überhöht. Als Gründe für diese Fehlschätzungen dürften insbesondere zweckpessimistische Angaben der befragten Zellstoffbetriebe sowie die Vernachlässigung von Kostenersparnissen, z.B. durch thermische Nutzung der Ablaugensubstanz, zu nennen sein.¹⁾

(2) Optimierung der betrieblichen Umweltschutzentscheidungen unter Ausschluß des Magnesiumverfahrens

Bei allen, auch bei den hier nicht dargestellten Auswertungen des Teilmodells I für alternative Formen von Emissionsabgaben erwies sich der Übergang vom Kalzium- zum Magnesiumaufschluß als dominante Einzelmaßnahme. Angesichts dieser Tatsache erscheint es angebracht, die Art, den Wirkungsgrad und die Kosten der betrieblichen Anpassung

1) Vgl. Rincke, Irmer, Götsching und Dalpke (1975), S. 97.

Tab. 5.4

KOSTEN FÜR UMWELTSCHUTZMASSNAHMEN IN ZELLSTOFFFABRIKEN
VERGLEICH VON MODELLRESULTATEN MIT LITERATURANGABEN

Quelle	Kurzbeschreibung des Falls aus der Literatur	Kosten DM/t	Vergleichbare Modellalternative	Kosten DM/t
A	Betriebsgröße 100 t/Tag Übergang zum Magnesiumaufschluß Laugenerfassung 93 %	35	a) Kunstfaserzellstofffabrik 100 t/Tag Alternative (2) aus Tab. 5.3 b) wie a), ohne Anrechnung der entgangenen Erlöse für Futterhefe	65 30
B	Kunstfaserzellstofffabrik 250 t/Tag Übergang zum Magnesiumaufschluß Laugenerfassung 97-98 % mechanisch-biologische Klärstufe	65	c) Papierzellstofffabrik 250 t/Tag Alternative (8) aus Tab. 5.2 d) Kunstfaserzellstofffabrik 100 t/Tag Alternative (9) aus Tab. 5.3	48 87
C	• wie B (Kunstfaserzellstoff) • wie B (Papierzellstoff)	60-75 35-50	e) wie Fall d) f) wie Fall c)	87 48
	• Erhöhung des Reinigungsgrades an SE vom jeweiligen Ist-Wert auf 90 % der Urbelastung - Papierzellstoff (Ist-Wert 56 %) - Kunstfaserzellst. (Ist-W. 86 %) • wie oben, Erhöhung auf 92.5 % - Papierzellstoff - Kunstfaserzellstoff	104 64 129 74	g) Papierzellstofffabrik 250 t/Tag Alternative (5) aus Tab. 5.2 h) Kunstfaserzellstofffabrik 250 t/Tag Alternative (6) aus Tab. 5.3 i) wie Fall g) j) wie Fall h), Alternative (7)	23 62 23 23 78

Quellen: A - Walzel-Wiesentreu (1971), S. 45 ff.

B - Fleckseder (1973), S. 157.

C - v. d. Ende, Fleckseder, Huber und Viehl (1973, S. 9-4

D - Rincke, Irmer, Götsching und Dalpke (1975), S. 103 f.

Währungsrechnungen und
Inflationsausgleich wie
in Abschn. 4.2.3 und 4.2.4.

an eine Abwasserabgabe unter Ausschluß eines derartigen Verfahrenswechsels zu untersuchen und die Ergebnisse mit den in (1) aufgeführten Resultaten zu vergleichen.¹⁾ Eine auf Kosten und Schadeinheiten beschränkte Gegenüberstellung findet sich in Fig. 5.3. Dabei zeigt sich sowohl in der Art der Anpassungsmaßnahmen als auch in ihrer Wirkung auf die Zahl der Schadeinheiten eine weitgehende Parallelität der optimalen Politik für den Fall mit und den Fall ohne die Möglichkeit eines Wechsels vom Kalzium- zum Magnesiumverfahren. Wesentliche Unterschiede ergeben sich dagegen in der Höhe der Mehrkosten. Fast über den gesamten Untersuchungsbereich hinweg sind für das Kalziumverfahren etwa DM 35/t zusätzliche Kosten in Kauf zu nehmen. Diese Kostendifferenz läßt sich zum größten Teil eindeutig auf die verfahrensbedingten Unterschiede in den Erträgen aus der Ablaugenverbrennung (Rückgewinnung von MgO und SO_2 beim Magnesiumaufschluß) zurückführen. Selbst für den Fall zu niedriger Kostenansätze in unserem Modell kann damit doch generell ein beträchtlicher ökonomischer Anreiz zum Einsatz des Magnesiumverfahrens angenommen werden.

(3) Wirkungen von Veränderungen der Produktqualität

Um die Wirkungen von Veränderungen der Produktqualität auf die emittierten Schadstoffmengen, die optimale betriebliche Umweltschutzstrategie und die entstehenden Mehrkosten zu analysieren, wurden Modellexperimente für drei verschiedene Weißgrade des Zellstoffs durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Fig. 5.4 zusammengefaßt.

1) Eine solche Analyse ist nahezu gleichbedeutend mit einem ökonomisch-ökologischen Vergleich der beiden Aufschlußverfahren.

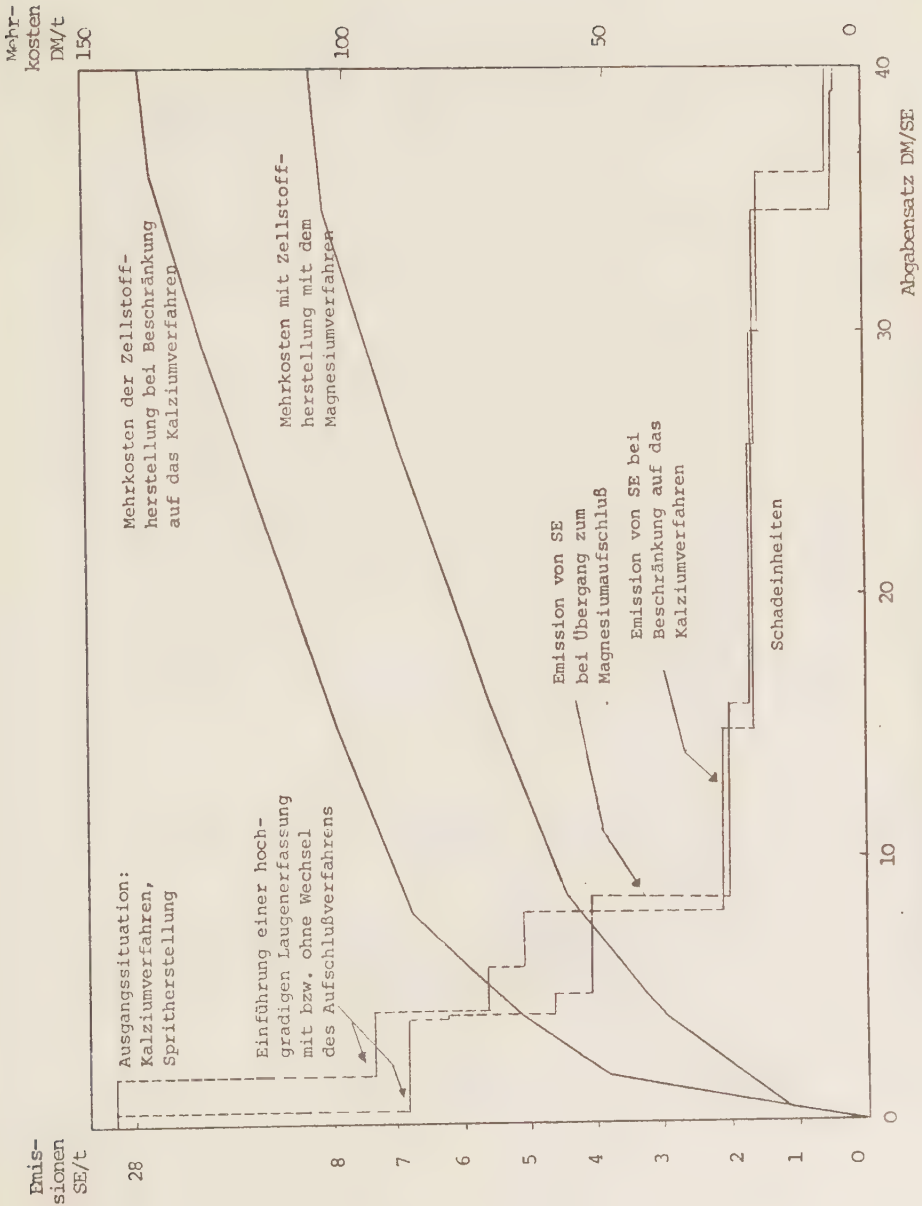


Fig. 5.3 Analyse der Vorteilhaftigkeit des Magnesiumverfahrens im Fall der Einführung einer Abwasserabgabe (AbwAG)

Betrachten wir zunächst den Verlauf der Mehrkosten, so zeigen sich, wie zu erwarten, für die höheren Produktqualitäten (Weißgrade) jeweils nach oben verschobene Kurvenbilder, wobei die Kostendifferenzen für höhere Abgabensätze nur sehr schwach zunehmen. Auch bei den emittierten Schadstoffmengen ist eine weitgehende Parallelität des Verlaufs für die drei Weißgrade festzustellen. Die Mengendifferenzen zwischen den drei Produktqualitäten nehmen hier jedoch mit zunehmender Abgabenhöhe erheblich ab, so daß bereits bei mittleren Gebührensätzen nur noch marginale Schädigungsunterschiede festzustellen sind. Besonders bedeutsam erscheinen die Modellergebnisse für die optimale betriebliche Umweltschutzstrategie: für sämtliche betrachteten Produktqualitäten werden dieselben Vermeidungsmaßnahmen nahezu bei denselben Abgabenhöhen optimal (vgl. die Kurvensprünge bei den emittierten Schadensmengen in Fig. 5.4). Unser Modell offenbart somit über einen breiten Bereich der Produktqualitätsvariationen und der Abgabenhöhe eine erfreuliche Robustheit der optimalen betrieblichen Umweltschutzentscheidungen. Dies bedeutet insbesondere, daß Investitionsmaßnahmen im Umweltschutz nur mit einem geringen Risiko bezüglich einer Veränderung der Produktqualität behaftet sind. Ein hinreichender Kapazitätspuffer der Anlagen zur Abaugenverwertung und zur Abwasserreinigung muß allerdings eingeplant werden.

(4) Optimale Umweltschutzstrategie unter der Voraussetzung bereits vorhandener Umweltschutzeinrichtungen

Den bisherigen Modellauswertungen liegt das vereinfachende Konzept einer Zellstofffabrik zugrunde, die mit Ausnahme der Einrichtungen zur Abaugenverspritzung bzw. -verhefung anfänglich über keinerlei Anlagen

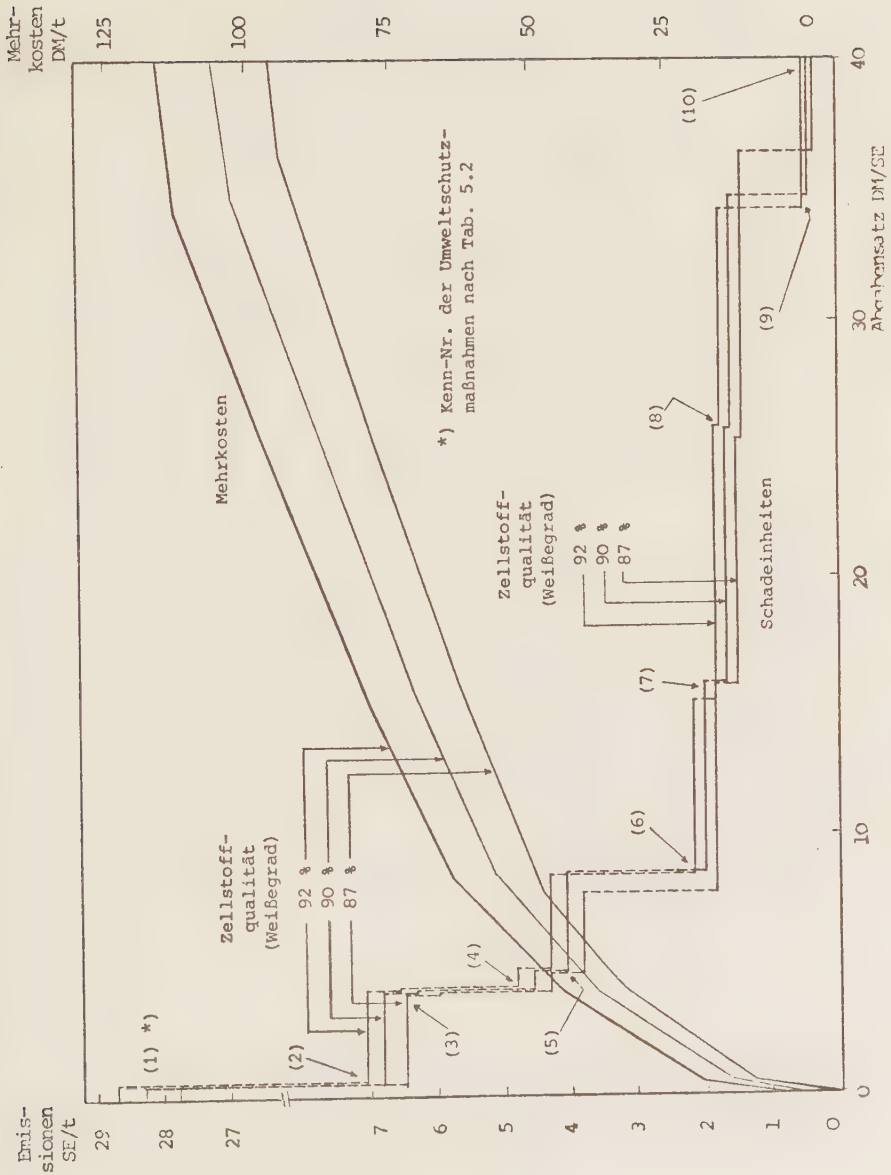


Fig. 5.4 Einfluß von Qualitätsanforderungen (Weißegrad) auf die Emissions- und Kostenwirkungen einer Abwasserabgabe (t/twAG)

zur Residuenvermeidung bzw. -behandlung verfügt.¹⁾ Diese Annahme läßt sich jedoch in der Realität nicht aufrechterhalten. In der Tat beträgt in bundesdeutschen Zellstofffabriken der Reinigungsgrad der Zellstoffabwässer, gemessen an der Verringerung der Anzahl der Schadeinheiten gegenüber der Urbelastung, minimal 13 und maximal 98 %, mit einem Durchschnitt von 65 %.

Eine durch das Vorhandensein von Einrichtungen zur Emissionsverminderung gekennzeichnete Ausgangssituation stellt zwar die Anwendbarkeit unseres Modells nicht in Frage, kompliziert es aber insofern, als nunmehr auch Probleme der Kompatibilität bestehender und neu zu errichtender Anlagen zu berücksichtigen sind. Um den Einsatz unseres Modells für eine derartige Fragestellung zu demonstrieren, ändern wir die Ausgangssituation wie folgt ab: Die betrachtete Zellstofffabrik arbeite bereits mit dem Magnesiumverfahren, die Ablauge werde zu 85 % (Alternative 1 in Tab. 4.5) erfaßt und unter Ausnutzung der Wärmeenergie, verbunden mit einer Rückgewinnung der Aufschlußchemikalien, verbrannt.²⁾ Die vorhandenen Anlagen seien genau aufeinander abgestimmt und voll ausgenutzt. Erweiterungen der Anlagenkapazitäten auf die im ursprünglichen Modell vorgesehenen Laugenerfassungsgrade seien technisch möglich. Für Erweiterungsmaßnahmen nehmen wir willkürlich um 20 % höhere Kosten an, als bei Neuinstallation der Anlagen in der angestrebten Größenordnung auf den jeweiligen Erweiterungsschritt entfallen würden. Die Kosten der bereits vorhandenen Kapazitäten werden, da sie nicht mehr entscheidungsabhängig sind, im Modell mit dem Wert 0 angesetzt.

1) Vgl. Abschn. 4.2.1.

2) Dies entspricht einem Reinigungsgrad von ca. 70 % der Urbelastung an Schadeinheiten.

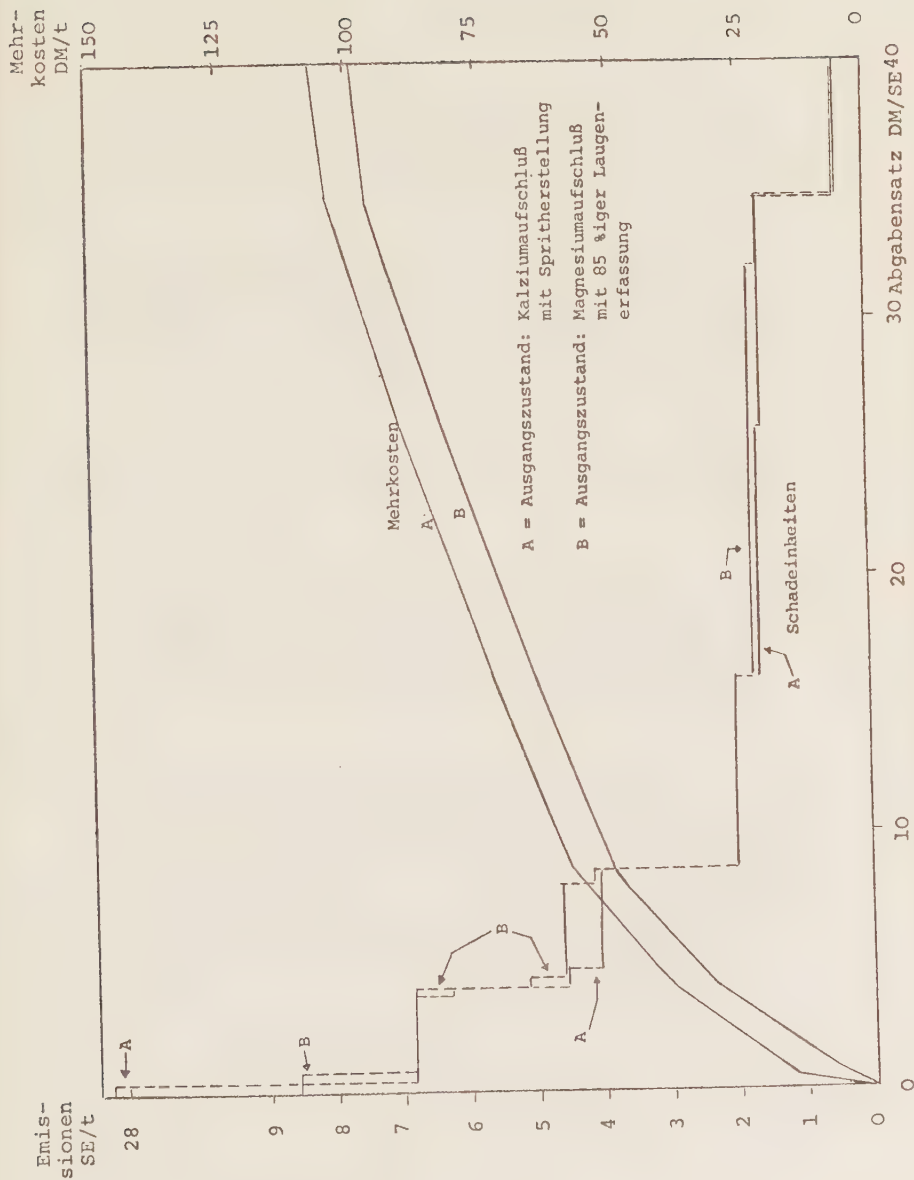


Fig. 5.5 Wirkung einer Abwasserabgabe (AbwAG) bei bereits vorhandenen Umweltschutzeinrichtungen

Alle übrigen Entscheidungsalternativen und ihre Kosten werden von der getroffenen Annahme nicht berührt.

Die wichtigsten Ergebnisse dieser Modellauswertung sind in Fig. 5.5 den Resultaten aus (1) gegenübergestellt. Vergleichen wir zunächst die für die beiden Ausgangssituationen in Abhängigkeit von der Abgabenhöhe ermittelten optimalen Umweltschutzentscheidungen, so zeigen sich, mit Ausnahme des jeweils anders definierten Ausgangszustandes, eine vollständige Übereinstimmung in der Reihenfolge und nur geringfügige Unterschiede in den Abgabehöhen, bei denen im Modell ein Maßnahmenwechsel erfolgt. Daraus ergibt sich ein nahezu gleichartiger Verlauf der Schadstoffemissionen. Die praktisch über den gesamten Bereich der untersuchten Abgabe hinweg bestehende Kostendifferenz von ca. DM 8/t läßt sich als Nutzungswert der bereits installierten Anlagen interpretieren.

5.3 Auswertung des Teilmodells II: Wirkungsvergleich alternativer Abgabenregelungen in bezug auf Schadstoffemissionen, Kosten und Umweltschutzmaßnahmen von Papierfabriken

Den Rechenexperimenten mit unserem Modell des Wasserhaushalts und der Abwasserreinigung in Papierfabriken liegt das gleiche methodische Konzept zugrunde wie den Auswertungen des Teilmodells I:¹⁾

- o Schaffung einer Vergleichsbasis für alle weiteren Ergebnisse durch Auswerten des Modells unter Außerachtlassung von Emissionsabgaben und -beschränkungen.

1) Vgl. Abschn. 5.2.

- o Auswertung des Modells für verschiedene Arten von Emissionsabgaben unter parametrischer Variation der Abgabenhöhe, ggfs. in Verbindung mit weiteren Änderungen der unterstellten Modellkonstellation.
- o Darstellung der Ergebnisse durch Angabe der Emissionsmengen und Kosten je Produkteinheit sowie der jeweils optimalen Vermeidungsmaßnahme(n) in Abhängigkeit von der Höhe der Emissionsabgabe.

Wegen des relativ globalen Charakters des Teilmodells II wurden die Modellauswertungen auf die Wirkungsanalyse der in Abschn. 5.2 genannten Arten von Emissionsabgaben beschränkt. Im folgenden sollen einige wesentliche und illustrative Teilergebnisse dargestellt und diskutiert werden.

(1) Ausgangslösungen

Beim Fehlen einer Emissionsabgabe erweist es sich für jede der vier nach der hergestellten Hauptpapiersorte unterschiedenen Fabrikarten als optimal, den als Ausgangszustand angenommenen Grad der Fabrikationswasserführung beizubehalten und die anfallenden Abwässer ohne vorhergehende Reinigung in den Vorfluter einzuleiten. Die zugehörigen Abwasser- und Schadstoffmengen können aus Tab. 4.22 entnommen werden.

(2) Wirkungen einer Abgabe auf Schadeinheiten (AbwAG)

Stellvertretend für die drei anderen Fabrikstypen sind in Tab. 5.5 die Wirkungen einer auf Schadeinheiten bezogenen Abwasserabgabe in einer Fabrik für holzhaltiges Papier (Kapazität 200 t/Tag) numerisch aufgeführt. Für jeden Fabrikstyp ist jedoch der Verlauf der Kosten und Schadeinheiten bei optimaler Anpassung an die Abgabenhöhe in den Fig. 5.6 bzw. 5.7 graphisch dargestellt und durch die Angabe der jeweils zu ergreifenden Maßnahme(n) ergänzt. Allen Ergebnissen ist gemeinsam, daß mit zunehmender Höhe des Abgabensatzes zunächst zu Vermeidungsmaßnahmen, hier also zur Einengung der Wasserkreisläufe gegrif-

Tab. 5.5

SCHADSTOFFEMISSIONEN UND MEHRKOSTEN BEI DER HERSTELLUNG
VON HOLZHALTIGEM PAPIER IN ABHÄNGIGKEIT VON DER HÖHE DES
ABGABENSATZES AUF SCHADEINHEITEN

Abgaben- satz	Schadstoffemissionen				Mehrkosten		
	SE/t	BSB ₅ kg/t	CSB kg/t	AS _{to} l/t	f. Maß- nahmen DM/t	f. Ab- gabe DM/t	gesamt DM/t
0	2.23	6.5	14.5	1600	0	0	0
1.0	1.63	5.9	13.9	1120	0.6	1.6	2.2
4.4	0.25	5.3	12.5	23	6.7	1.1	7.8
12.5	0.23	5.3	12.5	4	7.0	2.8	9.8
34.7	0.08	0.6	4.9	3	12.0	2.9	14.9
40.0	0.08	0.6	4.9	3	12.0	3.3	15.3

fen wird, wodurch bereits eine Reduktion der Schadeinheiten um 30 bis 50 % erzielt werden kann. Die getroffenen Maßnahmen zur verstärkten Kreislaufführung des Fabrikationswassers bleiben im wesentlichen auch bei weiter steigenden Abgabensätzen optimal, zusätzlich wird aber der Einsatz von Abwasserreinigungsanlagen opportun.

Bemerkenswert ist der Verlauf der Anreizwirkung der Abwasserabgabe in bezug auf die Höhe des Abgabensatzes. So bieten unserem Modell zufolge bereits Abgabenhöhen von ca. DM 5/SE einen ausreichenden ökonomischen Anreiz zur Durchführung von Maßnahmen mit einer (auf die Zahl der Schadeinheiten bezogen) 90 %igen Reinigungswirkung. Ist dieser Reinigungsgrad mit der Einführung einer mechanischen Klärstufe jedoch einmal erreicht, so ist die Bezugsbasis für die Abwasserabgabe so klein, daß auch bei einem Abgabensatz von DM 40/SE kaum ein Übergang zur biologischen Abwasserreinigung zu erwarten ist.

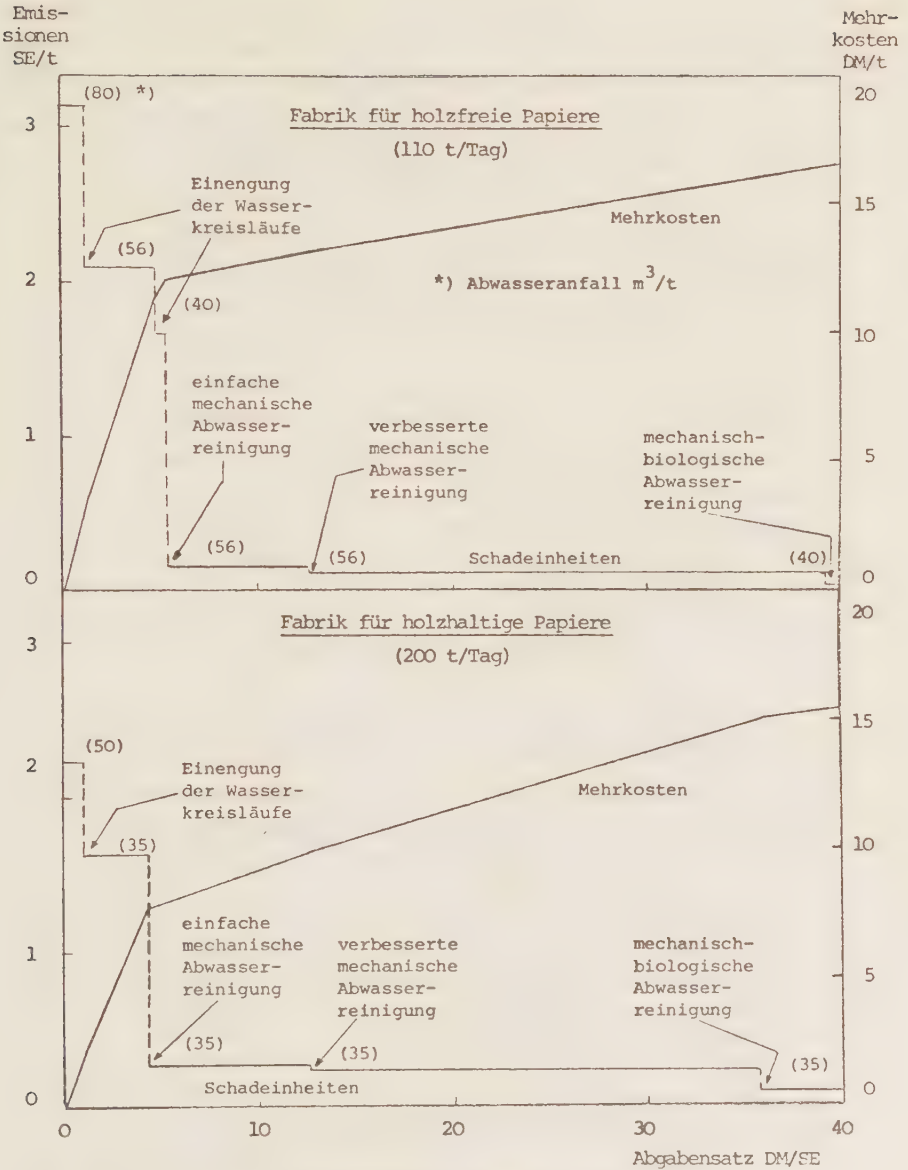


Fig. 5.6 Wirkungen einer Abwasserabgabe (AbwAG) auf die SE-Emissionen und Kosten der Papierherstellung (1)

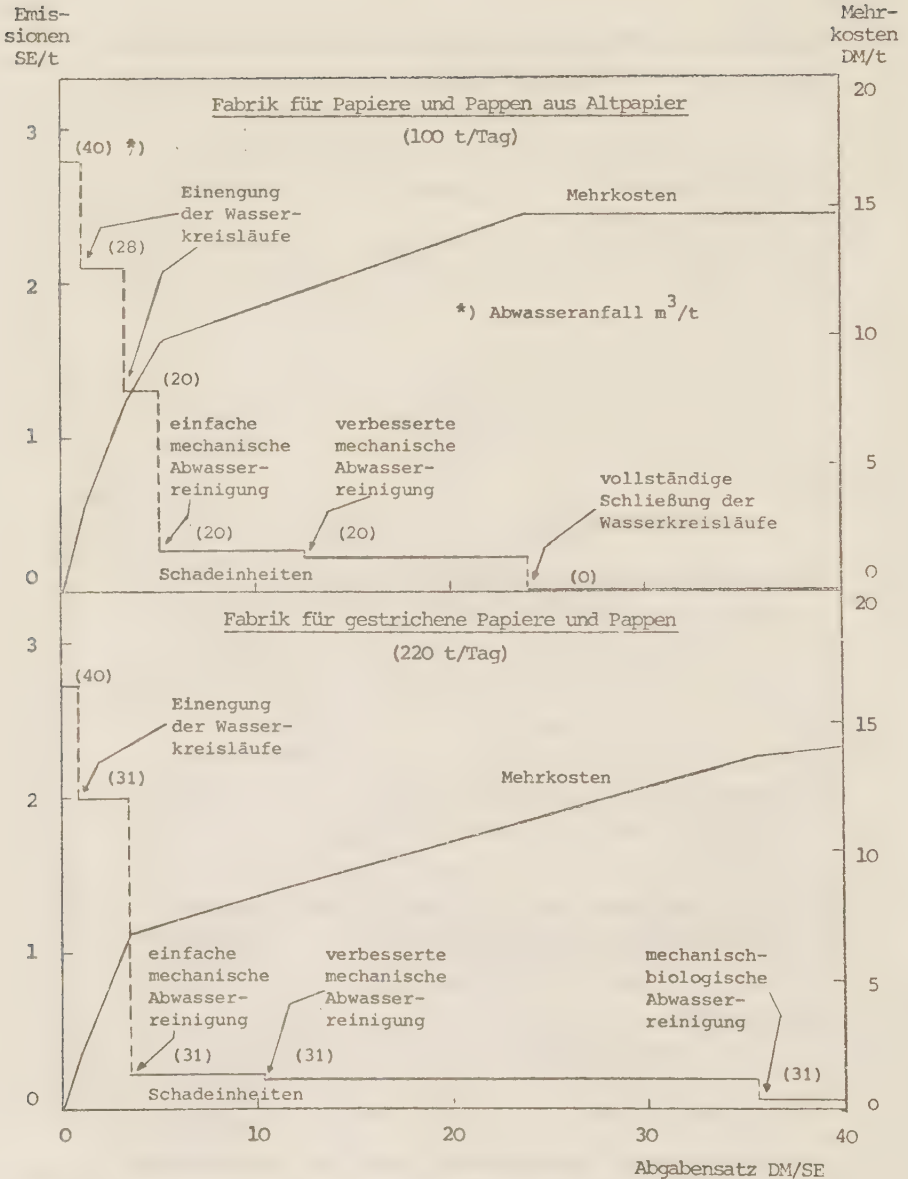


Fig. 5.7 Wirkungen einer Abwasserabgabe (AbwAG) auf die SE-Emissionen und Kosten der Papierherstellung (2)

(3) Wirkungen anderer Arten von Emissionsabgaben

Auf die Modellergebnisse für die drei übrigen untersuchten Arten von Emissionsabgaben wollen wir nur im Rahmen eines kurzen Überblicks eingehen:

- o Durch eine Ermäßigung der aus der CSB-Last des Abwassers berechneten Anzahl von SE bei erheblichem BSB_5 -Abbau, wie sie der Entwurf des AbwAG für eine Übergangszeit vorsieht, werden die unter (2) dargestellten Ergebnisse nur insoweit verändert, als der Break-even-Punkt (die kritische Abgabenhöhe) für die Einführung einer biologischen Klärstufe um ca. DM 5 bis 7 niedriger liegt als bisher.
- o Aus der Belastung der BSB_5 - bzw. der CSB-Emissionen mit einer Abgabe resultiert ein gezielter ökonomischer Anreiz für die Einführung einer biologischen Kläranlage. Maßnahmen zur Einengung der Wasserkreisläufe sowie die mechanische Abwasserklärung gehören für sich allein wegen ihrer vergleichsweise geringen Wirkungen auf den BSB_5 - bzw. den CSB-Gehalt des Abwassers in der Regel nicht zu den optimalen Alternativen.

(4) Wirkung einer Beschränkung auf Maßnahmen der Abwasserreinigung

In unserem Teilmodell II spielt die Einengung der Wasserkreisläufe offenbar eine ähnliche Rolle wie das Magnesiumaufschlußverfahren im Modell der Zellstoffherstellung. Es liegt daher nahe, analog zu unserem Vorgehen in Abschn. 5.2 die ökologische und die ökonomische Bedeutung dieser Alternative genauer zu untersuchen. Zu diesem Zweck sind in Fig. 5.8 die Verläufe der Kosten und SE-Emissionen bei optimaler Anpassung an die Abwasserabgabe für den Fall mit bzw. ohne diese Möglichkeit einander gegenübergestellt.¹⁾ Es zeigt sich, daß ein Ver-

1) Die Angaben beziehen sich auf eine Fabrik für holzfreies Papier mit einer Kapazität von 110 t/Tag.

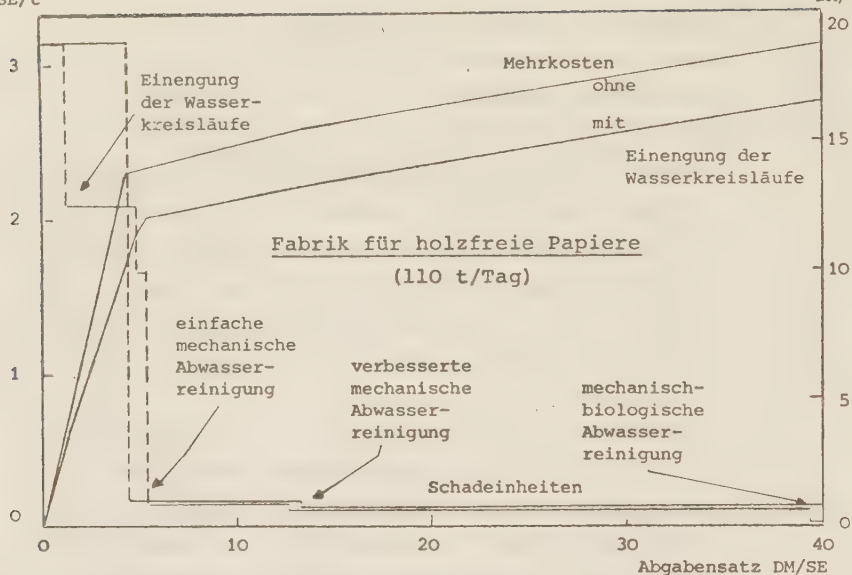


Fig. 5.8 Optimale Anpassung an eine Abwasserabgabe (AbWAG) mit und ohne Einengung der Wasserkreisläufe

zicht auf eine erhöhte Kreislaufführung des Fabrikationswassers bei höheren Abgabesätzen keinen nennenswerten Einfluß auf die SE-Emissionen hat, im Schnitt jedoch zu um DM 2/t Papier höheren Kosten führt.

(5) Quantifizierung des Einflusses der Betriebsgröße

Die in der Papierindustrie verfügbaren Umweltschutzmaßnahmen sind durch eine erhebliche Größendegression der Kosten gekennzeichnet.¹⁾

Um diesen Effekt zahlenmäßig zu erfassen, wurden für jeden in unserer Studie unterschiedenen Fabrikstyp Modellauswertungen für drei verschiedene Betriebsgrößen vorgenommen.²⁾ Da die Ergebnisse in allen Fällen

1) Vgl. hierzu Tab. 4.26 und Fig. 4.4 in Abschn. 4.3.3.2 dieser Arbeit.

2) Die jeweils untersuchten Betriebsgrößen sind in Tab. 4.23 in Abschn. 4.3.1 aufgeführt.

im Prinzip übereinstimmten, können wir uns darauf beschränken, sie am Beispiel eines einzelnen Fabriktyps, hier der Fabrik für gestrichene Papiere und Pappen, zu beschreiben. Die graphische Darstellung in Fig. 5.9 zeigt eine von der Betriebsgröße (zumindest in dem von uns untersuchten Bereich zwischen 120 und 300 t/Tag) unabhängige Reihenfolge der Anpassungsmaßnahmen. Damit können die jeweiligen Kostenverläufe unmittelbar miteinander verglichen und die festgestellten Unterschiede als ziemlich genaues Maß für den Einfluß der Größen-degression verwendet werden. Relativ zueinander gesehen, differieren die Kosten beträchtlich: sie liegen bei der kleineren der drei Betriebsgrößen um ca. 50 % über den Kosten des größten Betriebes. Bezogen auf den Umsatzwert, der bei gestrichenem Papier über DM 1000/t liegt, bewegen sich jedoch sowohl die jeweiligen Mehrkosten als auch die festgestellten Unterschiede in der Größenordnung von 1 bis 1,5 % bzw. von 0,5 %.

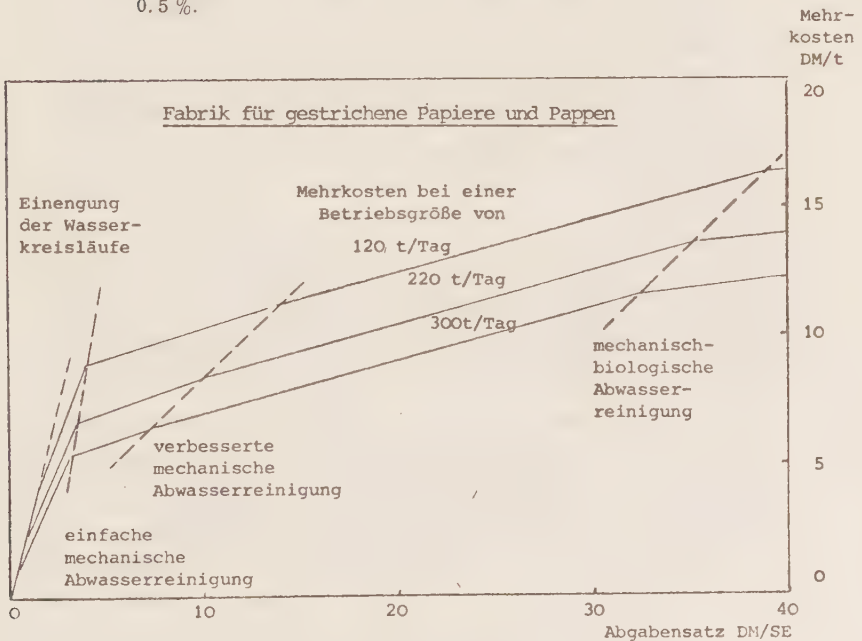


Fig. 5.9 Einfluß der Betriebsgröße auf die Kostenwirkungen einer Abwasserabgabe (AbwAG)

5.4 Auswertung des Teilmodells III: Demonstration der Funktionsweise
und der potentiellen Aussagekraft des Modells der Altpapierzirkulation

An das in Abschn. 4.4.1 entwickelte und in den Gln. 4.82 bis 4.94 dargestellte Modell der Erfassung und des Wiedereinsatzes von Altpapier knüpfen wir die Erwartung, daß es in der Lage ist, einen wesentlichen Beitrag zur Beantwortung zahlreicher wichtiger Fragestellungen zum Thema der Altpapierzirkulation zu leisten. Einsatzmöglichkeiten für unser Modell ergeben sich beispielsweise aus Fragestellungen nach

- o der Obergrenze des Altpapierwiedereinsatzes bei gegebener (oder angenommener) Altpapierverfügbarkeit, Technologie der Papierherstellung
- o den Kostenunterschieden zwischen alternativen Zirkulationsniveaus für Altpapier,
- o den ökologischen Be- und Entlastungen eines bestimmten Altpapiermehreinsatzes,
- o Art und Menge der zusätzlich zu erfassenden Altpapiersorten und der durch sie substituierten Primärfasersorten,
- o der Effizienz von (staatlichen) Maßnahmen zur Förderung des Altpapierrecycling.

Da uns jedoch derzeit nur äußerst grobe und unvollständige Daten zur Verfügung stehen, müssen wir uns darauf beschränken, die prinzipielle Eignung unseres Modellkonzepts für die Behandlung der angesprochenen Problemkomplexe anhand einiger exemplarischer Modellauswertungen aufzuzeigen. Da hierzu in erheblichem Maße auf fiktive Daten zurückgegriffen werden muß, besitzen die im Rahmen der folgenden Ausführungen dargestellten numerischen Modellaussagen keine empirische Gültigkeit.

(1) Ausgangslösungen

Eine sinnvolle Vergleichsbasis für alle weiteren Modellergebnisse erhalten wir bei Auswertung unseres Modells unter der Zielsetzung, die Kosten für Altpapiererfassung und die Papierherstellung zu minimieren. Danach werden ohne irgendwelche zusätzliche Anreize oder Auflagen bereits 45 000 t aus dem im Modell als latent vorhanden angenommenen Altpapierpotential¹⁾ erfaßt und zur Papierherstellung eingesetzt. Einen zweiten wichtigen Bezugspunkt bildet das unter den gegebenen Bedingungen realisierbare Maximum des Altpapiermehreinsatzes, das sich aus unserem Modell mit 444 000 t ergibt. Eine detailliertere Darstellung der beiden Lösungen erfolgt gemeinsam mit den Ergebnissen aus (2).

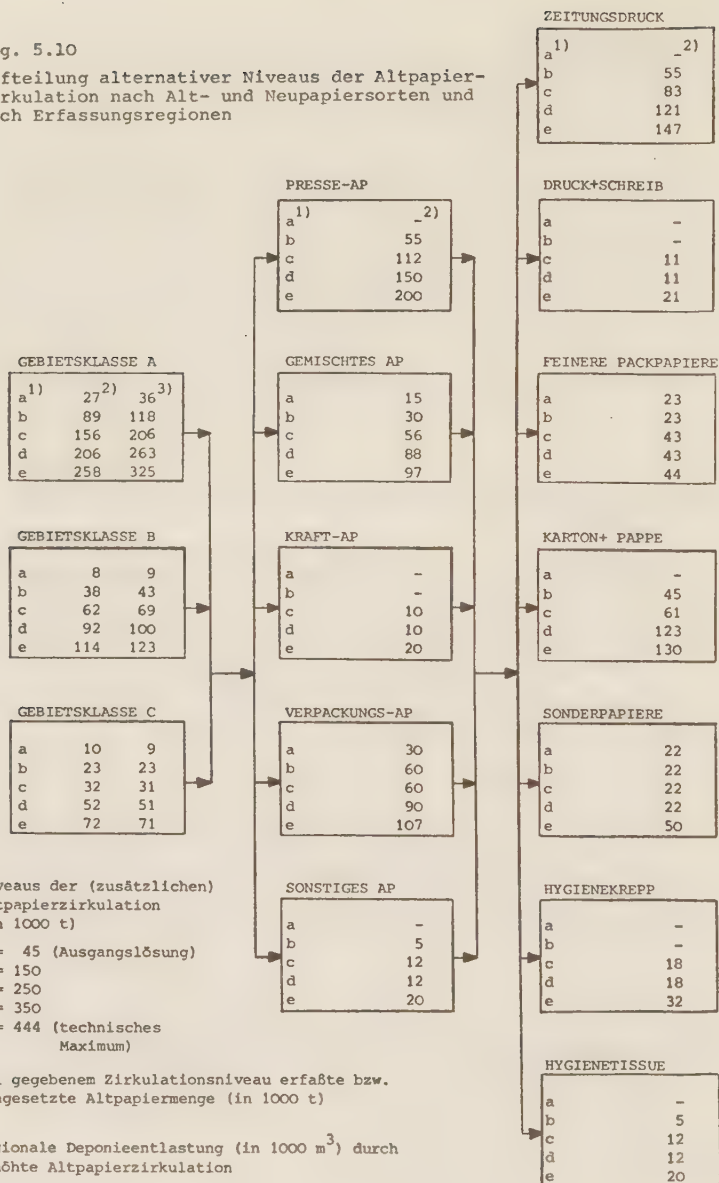
(2) Kosten, Herkunft und Verwendung alternativer Mehreinsatzmengen von Altpapier

Tab. 5.6 und Fig. 5.10 enthalten die Ergebnisse von Minimalkostenlösungen für einige alternativ vorgegebene, zwischen der Ausgangslösung und dem Maximalwert (siehe (1)) liegende Altpapiererfassungsniveaus. Analog zu unserem Vorgehen in den Abschn. 5.2 und 5.3 beschränken wir uns bei der Angabe der mit den verschiedenen Erfassungsniveaus verbundenen Kosten in Tab. 5.6 auf den Ausweis der jeweils gegenüber der Ausgangslösung anfallenden Mehrkosten. In Fig. 5.10 werden die mit den einzelnen Erfassungsniveaus korrespondierenden Altpapierströme nach ihrer Zusammensetzung aus verschiedenen Altpapiersorten, nach den aufnehmenden Neupapiersorten und, ansatzweise, nach ihrem regionalen Ursprung aufgeschlüsselt. Eine weitere Detaillierung der Zusam-

1) Wie aus Abschn. 4.4.1 erinnerlich, beschränkten wir uns bei der Konkretisierung unseres Modellkonzepts auf seine Ausgestaltung als Marginalmodell, d.h. wir betrachten nur die gegenüber dem derzeitigen Zustand zusätzlich erfaßbaren und einsetzbaren Altpapiermengen.

Fig. 5.10

Aufteilung alternativer Niveaus der Altpapierzirkulation nach Alt- und Neupapiersorten und nach Erfassungsregionen



menhänge (z.B. welche Menge von Altpapier X wird zur Herstellung von Neupapier Y eingesetzt?) ist ohne übermäßigen Aufwand möglich.

(3) Einfluß der Primärfaserstoffpreise auf den Einsatz von Altpapier

Inwieweit bei der Papierherstellung von den technischen Möglichkeiten der Substitution von Frischfaserstoffen durch Altpapier tatsächlich Gebrauch gemacht wird, hängt entscheidend von den relativen Preisen (bzw. Kosten) der konkurrierenden Halbstoffe ab. Um den Zusammenhang zwischen Altpapiereinsatz und Frischfaserpreisen für unsere Modellsituation zu quantifizieren, wurde in einer weiteren Auswertungsfolge das Preisniveau für die Frischfaserstoffe in Schritten von 5 % bis um maximal 30 % angehoben. Die dadurch bewirkten Substitutionsvorgänge werden für jede Neupapiersorte (und damit für jeden im Modell unterschiedenen Frischfaserstoff) aus Fig. 5.11 deutlich. Analoge Untersuchungen können für alle denkbaren Preis- und Kostenkonstellationen durchgeführt werden.

Tab. 5.6

MINIMALKOSTEN FÜR ALTERNATIVE MEHREINSATZMENGEN VON
ALTPAPIER

Nr.	Altpapier- mehreinsatz (1000 t)	Mehrkosten gegenüber Ausgangslösung (1000 DM)	Grenzkosten DM/t
0	45.5	0	0 ¹⁾
1	150	592	5.70
2	250	3105	25.10
3	350	9575	64.70
4	444	17878	88,30 ²⁾

1) Ausgangslösung

2) Maximalwert für Altpapiererrfassung und -einsatz.

Altpapier-
einsatz
(in 1000 t)

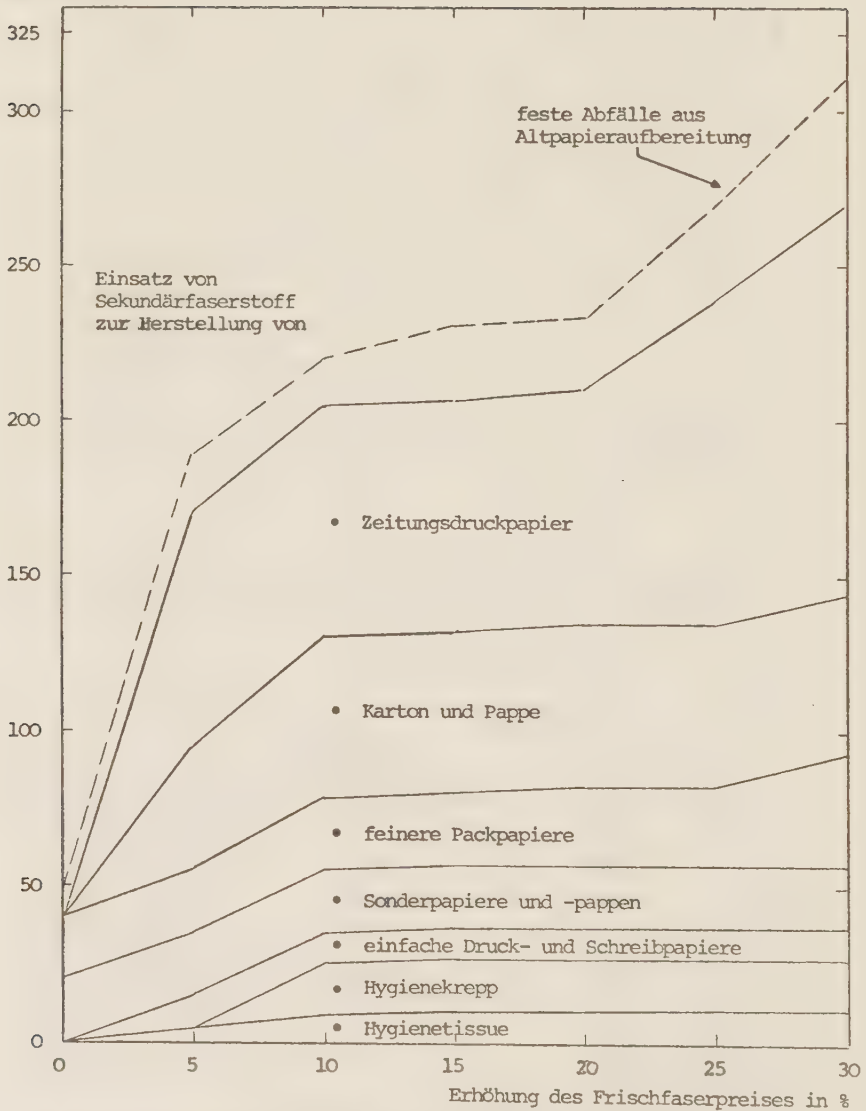


Fig. 5.11 Altpapiereinsatz nach Neupapiersorten in Abhängigkeit von der Erhöhung des Frischfaserpreises

6. ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Die vorliegende Studie wurde in der Absicht durchgeführt, einen Beitrag zur Formalisierung, Strukturierung und Lösung konkreter Entscheidungsprobleme im industriellen Umweltschutz zu leisten. Die Realisierung dieser Absicht wurde auf zwei Ebenen, einer allgemeinen und einer speziellen, angestrebt.

Unsere allgemeine Zielsetzung bestand darin, die Anwendbarkeit des prozeß-analytischen Modellkonzepts auf Fragestellungen des industriellen Umweltschutzes aufzuzeigen, Hinweise für die Lösung technischer Probleme des Modelleinsatzes zu geben und schließlich die Eignung des Konzepts zur Strukturierung und Optimierung sowohl staatlicher als auch einzelwirtschaftlicher Umweltschutzentscheidungen zu demonstrieren.

Die spezielle Aufgabenstellung der vorliegenden Arbeit bestand in der Konstruktion praktisch einsetzbarer Modelle für die Zellstoff- und Papierbranche. Drei Teilmodelle unterschiedlicher Einsatzreife wurden für die Optimierung der Produktions- und Umweltschutzentscheidungen in dieser Branche entworfen und ausgewertet:

Teilmodell I, das die Zellstoffherstellung zum Gegenstand hat, ist das am weitesten entwickelte unter den drei Teilmodellen und weist einen für den unmittelbaren Einsatz hinreichenden Ausbaugrad auf. Es beschreibt in expliziter Formulierung alle für den Residuenanfall relevanten Prozesse der Zellstofferzeugung sowie alle wesentlichen, dem derzeitigen Stand der Technik entsprechenden Prozesse der Residuenvermeidung und -behandlung. Eine Anpassung des Modells an die speziellen Gegebenheiten eines bestimmten Betriebes ist auf einfache Weise durch geeignete Parameterwahl möglich. Darüber hinaus können diejenigen Teile des Modells, die Prozesse von allgemeiner Anwendbarkeit beschreiben, ohne Schwierigkeiten in gleichartig

strukturierte Umweltschutzmodelle für andere Branchen übernommen werden. Ein Beispiel hierfür bietet unsere Modellierung der biologischen Klärstufe zur Abwasserreinigung.

Teilmodell II, das die Umweltschutzalternativen im Bereich der Fabrikationswasserführung und der Abwasserreinigung in Papierfabriken abbildet, ist im Vergleich zu Teilmodell I derzeit noch wesentlich gröber strukturiert und nur mit relativ globalen Daten ausgestattet. Nichtsdestoweniger lassen sich bereits beim jetzigen Ausbauzustand verwertbare Ergebnisse für einige wichtige Fragestellungen staatlicher Entscheidungsträger gewinnen.

Wegen seiner unvollständigen Datenbasis besitzt Teilmodell III, das die Aktivitäten und Prozesse der Erfassung und des Wiedereinsatzes von Altpapier beschreibt, sicherlich noch die geringste Aussagekraft unter den drei Teilmodellen. Die grundsätzliche Eignung des Modellkonzepts zur Beantwortung zahlreicher wichtiger Fragestellungen im Zusammenhang mit der Wiederverwendung von Altpapier als Papierrohstoff konnte jedoch anhand einiger Modellauswertungen unter Verwendung grober Schätzdaten demonstriert werden.

Für die Weiterentwicklung der vorliegenden Arbeit empfiehlt sich u. E. folgende Untersuchungsstrategie:

- (1) Verfeinerung und Vervollständigung der drei Teilmodelle bis zur Einsatzreife (bei Teilmodell I bereits gegeben).
- (2) Integrative Verknüpfung der Teilmodelle zu einem umfassenden Branchenmodell (vgl. Abschn. 4.5).
- (3) Konstruktion analoger Branchenmodelle für die wichtigsten weiteren umweltbelastenden Industriezweige.
- (4) Zusammenfassung der Branchenmodelle zu einem regionalen Industrie-
modell.

Die erfolgreiche Durchführung dieses Forschungsprogramms hat allerdings eine enge Zusammenarbeit von Wissenschaft, Industrie und staatlichen Stellen zur Voraussetzung.

ANHANG 1: FORMALE DARSTELLUNG VON TEILMODELL I

(1) Bild der Koeffizientenmatrix (S. 265-270)

(Modellvariante: Kunstfaserzellstofffabrik)

- Erklärungsschema für die Zusammensetzung des Matrixbildes

S. 265	S. 267	S. 269
S. 266	S. 268	S. 270

- Erklärung des Buchstabencodes für die Matrixkoeffizienten

SUMMARY OF MATRIX		
SYMBOL	PANGE	
Z	LESS THAN	.000001
Y	.000001 THRU	.000009
X	.000010	.000099
W	.000100	.000999
V	.001000	.009999
U	.010000	.099999
T	.100000	.999999
I	1.000000	1.000000
A	1.000001	10.000000
B	10.000001	100.000000
C	100.000001	1,000.000000
D	1,000.000001	10,000.000000
E	10,000.000001	100,000.000000
F	100,000.000001	1,000,000.000000
G	GREATER THAN	1,000,000.000000

(2) Erklärung der Zeilen- und Spaltenvektoren (S. 271-276)

ERKLÄRUNG DER SPALTEN- UND ZEILENVEKTOREN IN TEILMODELL I
(KUNSTFASER-)ZELLSTOFFHERSTELLUNG

Abk.	Bedeutung	Dimension
(1) <u>Spaltenvektoren</u>		
BASISZF	Hilfsvektor für Variationen der Zielfunktion	DM
IHOLZ	Verbrauchsmenge Faserholz	t
IWAS	Verbrauchsmenge Fabrikationswasser	1000 m ³
ISO2	Verbrauchsmenge SO ₂	t
IMGO	Verbrauchsmenge MgO	t
ICAO	Verbrauchsmenge CaO	t
IDAMPF	Verbrauchsmenge Dampf	Gcal
ISTROM	Verbrauchsmenge Strom	1000 kWh
PENTR	Entrindung von Faserholz	t
PHACK	Hackschnitzelherstellung aus entrindetem Holz	t
PMZ	Zellstoffherstellung Magnesiumverfahren (M)	t
PCZ	Zellstoffherstellung Kalziumverfahren (K)	t
PMZLx ¹⁾	Zellstoffwäsche (M), Laugenerfassung nach x	t
OMZETS	Ablaugenerfassung (M) ohne Neutralisierung	t
OMZETSN	Ablaugenerfassung (M) mit Neutralisierung	t
PCZLx ¹⁾	Zellstoffwäsche (K), Laugenerfassung nach x	t
PCZELGAL	Zellstoffwäsche (K) mit Laugenabzug für Verhefung	t
OCZETS	Ablaugenerfassung (K), ohne Neutralisierung	t
OCZETSN	Ablaugenerfassung (K), mit Neutralisierung	t
PMZLV	Ablaugenverbrennung (M)	t
PCZLV	Ablaugenverbrennung (K)	t
PEVAP	Ablaugeneindampfung	m ³
PMZB1	Zellstoffbleiche (M) ²⁾	t
PCZB1	Zellstoffbleiche (K) ²⁾	t
MZB1WT	Bleichereiabwässer (M): tertiäre Klärung	100 m ³
CZB1WT	Bleichereiabwässer (K): tertiäre Klärung	100 m ³

1) Zum jeweiligen Grad der Laugenerfassung vgl. Tab. 4.6.

2) Bei der Herstellung von Kunstfaserzellstoff betrachten wir nur eine einzige Intensität der Zellstoffbleiche. Zum Fall der Herstellung von Papierzellstoff vgl. Tab. 4.15a.

Abk.	Bedeutung	Dimension
(1) <u>Spaltenvektoren</u> (Fortsetzung)		
MZB1WTB CZB1WTB	} Bleichereiabwässer (M, K): tert.-biolog. Klärung	100 m ³
MZB1WB CZB1WB	} Bleichereiabwässer (M, K): biologische Klärung	100 m ³
MZB1WE CZB1WE	} Bleichereiabwässer (M, K): keine Klärung	100 m ³
MZEKOB MZEKONB CZEKOB CZEKONB	} Eindampfkondensate (M, K), mit bzw. ohne Abaugen- neutralisierung: biologische Klärung	m ³
MZEKOE MZEKONE CZEKOE CZEKONE	} Eindampfkondensate (M, K), mit bzw. ohne Abaugen- neutralisierung: keine Klärung	m ³
MZLxS1B	Sortierwasser 1 (M, Laugenerfass. x): biol. Klärung	60 m ³
MZLxSGB	Sortierwasser 1+2 (M, Laugenerfass. x): biol. Klärung	120 m ³
MZLxSGE	Sortierwasser 1+2 (M, Laugenerfass. x): keine Klärung	120 m ³
CZLxS1B	Sortierwasser 1 (K, Laugenerfass. x): biol. Klärung	60 m ³
CZLxSGB	Sortierwasser 1+2 (K, Laugenerfass. x): biol. Klärung	120 m ³
CZLxSGE	Sortierwasser 1+2 (K, Laugenerfass. x): keine Klärung	120 m ³
EMALSCHL	Abwasser aus Hefeerzeugung: keine Reinigung	m ³
BKALSCHL	Abwasser aus Hefeerzeugung: biologische REinigung	m ³
OALCO	Hefeproduktion	t
KTkFSGE	} Dispositionsalternativen für Sortierabwässer (s. Tab. 4.18)	120 m ³
KTFRSGE		120 m ³
KTkFSGB		120 m ³
KTFRSGB		120 m ³
WTFRSGB		120 m ³
WTFRS1B		120 m ³
WTFRSGE		120 m ³
VTkFS1B		120 m ³
TEWAS	Wassereinleitung in tertiäre Klärstufe	m ³
TEBSB	BSR ₅ -Einleitung in tertiäre Klärstufe	t
TECSB	CSB-Einleitung in tertiäre Klärstufe	t

Abk.	Bedeutung	Dimension
(1) <u>Spaltenvektoren</u> (Fortsetzung)		
TBWAS	Wassereinleitung in tertiäre Klärstufe (bei biologischer Nachklärung)	m ³
TBBSB	BSB ₅ -Einleitung in tertiäre Klärstufe (bei biologischer Nachklärung)	t
TECSB	CSB-Einleitung in tertiäre Klärstufe (bei biologischer Nachklärung)	t
OFASQ2	Rückgewinnung von Fasern 2. Qualität	t
ZUSBEL	zusätzliche Schlammbelastung der biologischen Klärung	t
ES02G	Emissionen von SO ₂ gasförmig	t
ICHBKL	Einsatz von Chemikalien in biologischer Klärung	E
ICHFSR	Einsatz von Chemikalien in mechanischer Klärung	E
OBKLWAS	Abwasserbelastung der biologischen Klärstufe	m ³
OBKLBSB	BSB ₅ -Belastung der biologischen Klärstufe	t
OBKLCSB	CSB-Belastung der biologischen Klärstufe	t
EMWAS	Abwassereinleitung in Vorfluter	1000 m ³
EMBSB	Emission von BSB ₅	t
EMCSB	Emission von CSB	t
EMASTO	Emission von absetzbaren Stoffen	m ³
KEKLV1	} Teilmengen der Abwassereinleitung in die biologische Klärstufe (für Kostenfunktion)	m ³
KEKLV6		
KPKLB1	} Teilmengen der BSB ₅ -Einleitung in die biologische Klärstufe (für Kostenfunktion)	t
KPKLB8		
BSB/40	} Hilfsvariable zur Ermittlung des BSB ₅ -Abbaus	E
BSBA100		
SLSECSB	Schlupfvariable für Schadeinheiten aus CSB	E
SLSEAST	Schlupfvariable für Schadeinheiten aus ASTO	E
SECSB1	Schadeinheiten aus CSB	E
SECSB2	Schadeinheiten aus CSB, 25 % Gutschrift für BSB ₅ -Abbau	E
SECSB3	Schadeinheiten aus CSB, 50 % Gutschrift für BSB ₅ -Abbau	E

Abk.	Bedeutung	Dimension
(1) <u>Spaltenvektoren</u> (Fortsetzung)		
SEAST	Anfall von Schadeinheiten aus absetzbaren Stoffen	E
EMSEOG	Emission von Schadeinheiten	E
EMSEMG	Emission von Schadeinheiten (mit Gutschrift für BSB ₅ -Abbau)	E
EMSCHL	Anfall von Klärschlamm	t
RHS1	Vektor der rechten Seite der Koeffizientenmatrix	-
(2) <u>Zeilenvektoren</u>		
ZF	Zielfunktion (Normalversion)	DM
ZF1,ZF4	alternative Zielfunktionen	DM
PARZF1 PARZF2 PARZF3	} Vektoren zur Parametrisierung der Zielfunktion	DM
HOLZ		
WASS		
S02		
MGO	BG für MgO	t
CAO	BG für CaO	t
DAMPH	BG für Dampf	Gcal
STROM	BG für Strom	1000 kWh
HOLZOR	BG für entrindetes Faserholz	t
HACK	BG für Hackschnitzel	t
MZ	BG für Zellstoff (M) ungewaschen, unsortiert	t
MZETS	BG für erfaßte Abaugetrockensubstanz (M)	t
MZEKO	BG für Eindampfkondensate (M), nicht neutralisiert	m ³
MZEKON	BG für Eindampfkondensate (M), neutralisiert	m ³
MZLV	BG für eingedampfte Ablauge (M)	t
CZ	BG für Zellstoff (K) ungewaschen, unsortiert	t
CZETS	BG für erfaßte Abaugetrockensubstanz (K)	t
CZEKO	BG für Eindampfkondensate (K), nicht neutralisiert	m ³
CZEKON	BG für Eindampfkondensate (K), neutralisiert	m ³
CZLV	BG für eingedampfte Ablauge (K)	t
EVAPW	BG für Verdampfungswasser	m ³
ES02G	BG für gasförmiges SO ₂	

Abk.	Bedeutung	Dimension
(2) <u>Zeilenvektoren</u> (Fortsetzung)		
MZU	BG für Zellstoff (M) gewaschen, sortiert	t
CZU	BG für Zellstoff (K) gewaschen, sortiert	t
ZSTBL1	Mengenrestriktion für gebleichten Zellstoff	t
MZB1AWA	BG für Bleichereiabwasser (M)	m ³
CZB1AWA	BG für Bleichereiabwasser (K)	m ³
MZLxS1	BG für Sortierwasser 1 (M, Laugenerfassung x)	m ³
CZLxS1	BG für Sortierwasser 1 (K, Laugenerfassung x)	m ³
ZUSCHL	BG für zusätzl. Schlammbelastung der biol. Klärung	t
SWBIL S1S2BIL SWBBIL	} BG für Disposition der Sortierabwässer generell	m ³
KOBKLBIO		
BKLWA		
BKLBSBI	BG für BSB ₅ -Einleitung in biologische Klärung	t
BKLCSBI	BG für CSB-Einleitung in biologische Klärung	t
KOBKLW	Berechnungsgl. für hydraul. Belastg. d. biol. Klärung	m ³
TEWAS	BG für Abwassereinleitung in tertiäre Klärstufe	m ³
TEBSB	BG für BSB ₅ -Einleitung in tertiäre Klärstufe	t
TECSB	BG für CSB-Einleitung in tertiäre Klärstufe	t
TBWAS	BG für Abwassereinleitung in tertiäre Klärstufe (bei biologischer Nachklärung)	m ³
TBBSB	BG für BSB ₅ -Einleitung in tertiäre Klärstufe (bei biologischer Nachklärung)	t
TECSB	BG für CSB-Einleitung in tertiäre Klärstufe (bei biologischer Nachklärung)	t
EWAS	BG für Abwassereinleitung in Vorfluter	m ³
EB5B	BG für BSB ₅ -Emissionen	t
ECSB	BG für CSB-Emissionen	t
FASQ2	BG für Fasern 2. Qualität	t
EASTO	BG für Emission von absetzbaren Stoffen	m ³

Abk.	Bedeutung	Dimension
(2) <u>Zeilenvektoren</u> (Fortsetzung)		
CHFR	BG für Chemikalieneinsatz in mechanischer Klärung	E
CHBKL	BG für Chemikalieneinsatz in biologischer Klärung	E
SCHLAMM	BG für Schlammanfall	t
VSECSB	Berechnungsgleichung für SE aus CSB	t
VSEAST	Berechnungsgleichung für SE aus AS _{to}	m ³
EMSEMG	BG für emittierte Schadstoffe (mit BSB ₅ -Gutschrift)	E
RESTR1	} Koppelungsrestriktionen für ermäßigte SE-Zahlen mit den jeweils geforderten BSB ₅ -Abbauwerten	E
RESTR2		E
BSBABB	BG zur Ermittlung des BSB ₅ -Abbaus	t
EMSEOG	BG für emittierte Schadeinheiten	E
ALSCHL	BG für Abwasser aus Hefeherstellung	m ³
ALCO	BG für (hier) Hefeherstellung	t

ANHANG 2: FORMALE DARSTELLUNG VON TEILMODELL II

(1) Bild der Koeffizientenmatrix (S. 278-281)

- Erklärungsschema für die Zusammensetzung des Matrixbildes

S. 278	S. 280
S. 279	S. 281

- Erklärung des Buchstabencodes für die Matrixkoeffizienten

SUMMARY OF MATRIX		
SYMBOL	RANGE	
Z	LESS THAN	.000001
Y	.000001 THRU	.000009
X	.000010	.000099
W	.000100	.000999
V	.001000	.009999
U	.010000	.099999
T	.100000	.999999
I	1.000000	1.000000
A	1.000001	10.000000
B	10.000001	100.000000
C	100.000001	1,000.000000
D	1,000.000001	10,000.000000
E	10,000.000001	100,000.000000
F	100,000.000001	1,000,000.000000
G	GREATER THAN	1,000,000.000000

(2) Erklärung der Zeilen- und Spaltenvektoren (S. 282-284)

ERKLÄRUNG DER SPALTEN- UND ZEILENVEKTOREN IN TEILMODELL II
INNERBETRIEBLICHER WASSERHAUSHALT UND ABWASSERREINIGUNG IN DER
PAPIERFABRIKATION

Abk.	Bedeutung	Dimension
(1) <u>Spaltenvektoren</u>		
ISTOFF1	Halbstoffeinsatz für holzfreies Papier	t
ISTOFF2	Halbstoffeinsatz für holzhaltiges Papier	t
ISTOFF3	Halbstoffeinsatz für gestrichenes Papier und Karton	t
ISTOFF4	Halbstoffeinsatz für Papier und Karton aus Altpapier	t
IWASS	Wasserverbrauch	m ³
ISTROM	Stromverbrauch	1000 kWh
ICHABS	Chemikalieneinsatz für mechanische Klärung	E
ICHBIO	Chemikalieneinsatz für biologische Klärung	E
PHFPx ¹⁾	Herstellungsprozeß x für holzfreies Papier	t
PHHPKx	Herstellungsprozeß x für holzhaltiges Papier	t
PGSTPKx	Herstellungsprozeß x für gestrichenes Papier und Karton	t
PAPPKx	Herstellungsprozeß x für Papier und Karton aus Altpapier	t
AHFxE	Abwasser aus Prozeß PHFPx: keine Behandlung	m ³
AHFxMD	Abwasser aus Prozeß PHFPx: einfache mechanische Klärung	m ³
AHFxM	Abwasser aus Prozeß PHFPx: bessere mechanische Klärung	m ³
AHFxMB	Abwasser aus Prozeß PHFPx: mechan.-biologische Klärung	m ³
AHFxMBA	Abwasser aus Prozeß PHFPx: mech.-biol.-tertiäre Klärung	m ³
AHHxE	} analoge Aktivitäten zur Disposition des Abwassers der anderen Papiersorten	m ³
⋮		
AAPxMBA		m ³
EBSBHF	Emission von BSB ₅ aus Herstellung holzfreier Papiere	kg
ECSBHF	Emission von CSB aus Herstellung holzfreier Papiere	kg
EASTOHF	Emission von Asto aus Herstellung holzfreier Papiere	l
EBSBHH	} Emission von BSB ₅ , CSB und Asto aus der Herstellung der anderen Papiersorten	kg
⋮		
EASTOAP		l
HFCSV	Umrechnung von CSB in SE (holzfreie Papiere)	E
HFASV	Umrechnung von Asto in SE (holzfreie Papiere)	E

1) x bezeichnet den Grad der Einengung der Wasserkreisläufe:

x = 1 : Ausgangssituation

x = 2 : verstärkte Kreislaufführung

x = 3 : hochgradige Kreislaufführung

x = 4 : völlige Schließung der Wasserkreisläufe (nur bei
altpapierverarbeitenden Fabriken möglich),

Abk.	Bedeutung	Dimension
(1) <u>Spaltenvektoren</u> (Fortsetzung)		
HFCSV	Umrechnungsvektor CSB in SE (holzfrie Papiere)	E
HFASV	Umrechnungsvektor AS _{to} in SE (holzfrie Papiere)	E
HHCSV : APASV	} Vektoren zur Umrechnung von CSB und AS _{to} in SE für alle übrigen Papiersorten	E
		E
SECHF	Anfall von SE aus CSB (holzfrie Papiere)	E
SEAHF	Anfall von SE aus AS _{to} (holzfrie Papiere)	E
SECHH : SEAAP	} Anfall von SE aus CSB und AS _{to} bei allen übrigen Papiersorten	E
		E
EMSEG	Gesamtemission von SE	E
EMBSB	Gesamtemission von BSB ₅	kg
EMCSB	Gesamtemission von CSB	kg
EMASTO	Gesamtemission von AS _{to}	l
EMSCHL	Gesamtemission von Schlamm	kg
BSBBKL	Gesamt-BSB ₅ in biologische Reinigung	kg
HYDMKL	Gesamt-Abwasser in mechanische Reinigung	m ³
RHS1G : RHS2M : RHS3K	} alternative rechte Seiten der Koeffizientenmatrix mit Produktionsmengenbedingungen für große (G),	-
		-
		-
		-
		-
(2) <u>Zeilenvektoren</u>		
ZF1G	Zielfunktion für Auswertung "große Betriebe"	DM
ZF2M	Zielfunktion für Auswertung "mittlere Betriebe"	DM
ZF3K	Zielfunktion für Auswertung "kleinere Betriebe"	DM
PARZF1 : PARZF5	} Vektoren zur Parametrisierung der Zielfunktion	DM
		DM
HFP	Produktionsmengenbedingung für holzfrie Papiere	t
HPHK	Produktionsmengenbedingung für holzhaltige Papiere	t
GSTPK	Produktionsmengenbedingung für gestrichene Papiere	t
APPK	Produktionsmengenbedingung für Papiere aus Altpapier	t

Abk.	Bedeutung	Dimension
(2) <u>Zeilenvektoren</u> (Fortsetzung)		
STOFF1	Bilanzgleichung (BG) für Halbstoff holzfreie Papiere	t
STOFF2	BG für Halbstoff holzhaltige Papiere	t
STOFF3	BG für Halbstoff gestrichene Papiere	t
STOFF4	BG für Halbstoff Papiere aus Altpapier	t
AWHFx ¹⁾	BG für Abwasser aus Prozeß PHFPx	m ³
AWHHx	BG für Abwasser aus Prozeß PHHPKx	m ³
AWGSTx	BG für Abwasser aus Prozeß PGSTPKx	m ³
AWAPx	BG für Abwasser aus Prozeß PAPPKx	m ³
STROM	BG für Stromverbrauch	kWh
CHABS	BG für Chemikalienverbrauch mechanische Klärung	E
CHBIO	BG für Chemikalienverbrauch biologische Klärung	E
HFBSB	BG für Emission BSB ₅	kg
HFCSB	BG für Emission CSB holzfreie Papiere	kg
HFASTO	BG für Emission AS _{to}	l
HHBSB : APASTO	} BG für Emissionen von BSB ₅ , CSB und AS _{to} für alle anderen Papiersorten	kg
		l
SEHFC	BG für SE aus CSB (holzfreie Papiere)	E
SEHFA	BG für SE aus AS _{to} (holzfreie Papiere)	E
SEHHC : SEAPA	} BG für SE aus CSB bzw. AS _{to} für alle anderen Papiersorten	E
		E
EBSB	BG für Gesamtemission von BSB ₅	kg
ECSB	BG für Gesamtemission von CSB	kg
EASTO	BG für Gesamtemission von AS _{to}	l
ESCHL	BG für Gesamtanfall von Schlamm	kg
MKLHYD	BG für Gesamt-Abwasser in mech. Klärung	m ³
BKLBIO	BG für Gesamt-BSB ₅ in biologische Klärung	kg
AKTKO	BG für Verbrauch von Aktivkohle für tertiäre Reinigung	kg

1) x bezeichnet den Grad der Einengung der Wasserkreisläufe:

x = 1 : Ausgangssituation

x = 2 : verstärkte Kreislaufführung

x = 3 : hochgradige Kreislaufführung

x = 4 : völlige Schließung der Wasserkreisläufe (nur bei altpapierverarbeitenden Fabriken möglich).

nur aus rechen-
technischen
Gründen einge-
führt

ANHANG 3: FORMALE DARSTELLUNG VON TEILMODFLL III

(1) Bild der Koeffizientenmatrix (S. 286-287)

- Erklärungsschema für die Zusammensetzung des Matrixbildes

S. 286	S. 287
--------	--------

- Erklärung des Buchstabencodes für die Matrixkoeffizienten

SUMMARY OF MATRIX		
SYMBOL	PANGE	
Z	LESS THAN	.000001
Y	.000001 THRU	.000009
X	.000010	.000099
W	.000100	.000999
V	.001000	.009999
U	.010000	.099999
T	.100000	.999999
I	1.000000	1.000000
A	1.000001	10.000000
B	10.000001	100.000000
C	100.000001	1,000.000000
D	1,000.000001	10,000.000000
E	10,000.000001	100,000.000000
F	100,000.000001	1,000,000.000000
G	GREATER THAN	1,000,000.000000

(2) Erklärung der Zeilen- und Spaltenvektoren
(S. 288-289)

ERKLÄRUNG DER SPALTEN- UND ZEILENVEKTOREN IN TEILMODELL III
PAPIERHERSTELLUNG UND ALTPAPIEREINSATZ

Abk. Bedeutung

	(1) <u>Spaltenvektoren</u> ¹⁾	
PRAP _{xy} ²⁾	Erfassung von Pressealtpapier	•
GAPH _{xy}	Erfassung von gemischtem Altpapier bei Privathaushalten	
GVAP _{xy}	Erfassung von gemischtem Verpackungsaltpapier	
GAPG _{xy}	Erfassung von gemischtem Altpapier bei gewerblichen Anfallstellen	
KRAP _{xy}	Erfassung von Kraftaltpapier	
SGAP _{xy}	Erfassung von sonstigem graphischem Altpapier	
DENTLA	Deponieentlastung durch Altpapierfassung in Gebiet A	
DENTLB	Deponieentlastung in Gebiet B	
DENTLC	Deponieentlastung in Gebiet C	
GPRAP	Gesamterfassung von Pressealtpapier	
⋮	⋮	
GSGAP	Gesamterfassung von sonstigem graphischem Altpapier	
ZPO	Herstellung von Zeitungsdruckpapier ohne Altpapiermehreinsatz	
ZP1,ZP2	Herstellung von Zeitungsdruckpapier mit alternativem Altpapiermehreinsatz	
EDSO	Herstellung von einfachem Druck- und Schreibpapier ohne Altpapiermehreinsatz	
EDS1,... EDS3	Herstellung von einfachem Druck- und Schreibpapier mit alternativem Altpapiermehreinsatz	
FPO	Herstellung feinerer Packpapiere ohne Altpapiermehreinsatz	
FP1,...,FP4	Herstellung feinerer Packpapiere mit alternativem Altpapiermehreinsatz	
KPO	Herstellung von Karton und Pappe ohne Altpapiermehreinsatz	
KP1,...,KP4	Herstellung von Karton und Pappe mit alternativem Altpapiermehreinsatz	

1) Alle Größen in 1000 t.

2) x kennzeichnet Teilmengen mit jeweils gleichen Erfassungskosten (x = 1,2,3,4). Vgl. Tab. 4.31.

y kennzeichnet Erfassungsgebiete (y = A,B,C). Vgl. Tab. 4.33.

Abk. Bedeutung

(1) Spaltenvektoren (Fortsetzung)

SPO	Herstellung von Sonderpapieren ohne Altpapiermehreinsatz
SP1,...,SP4	Herstellung von Sonderpapieren mit Altpapiermehreinsatz
HKO	Herstellung von Hygienekrepp ohne Altpapiermehreinsatz
HK1, HK2	Herstellung von Hygienekrepp mit Altpapiermehreinsatz
HTO	Herstellung von Hygienetissue ohne Altpapiermehreinsatz
HT1, HT2	Herstellung von Hygienetissue mit Altpapiermehreinsatz
IHSZP	Einsatz primärer Halbstoffe für Zeitungsdruckpapier
⋮	⋮
IHSHT	Einsatz primärer Halbstoffe für Hygienetissue
OFABF	Anfall fester Abfälle aus Altpapieraufbereitung

(2) Zeilenvektoren

ZF	Zielfunktion
PARZE1, PARZF2	Vektoren zur Parametrisierung der Zielfunktion
PRAPE	Erfassungsbilanz für Pressealtpapier
⋮	⋮
SGAPE	Erfassungsbilanz für sonstiges graphisches Altpapier
AGLxy	Ausgleichsbilanzen für die Erfassung von Pressealtpapier bzw. gemischtem Altpapier bei privaten Haushalten
APGKy	Erfassungsbilanz für Altpapier aus Gebiet y
EPRAP	Einsatzbilanz für Pressealtpapier
⋮	⋮
ESGAP	Einsatzbilanz für sonstiges graphisches Altpapier
ZEIDR	Produktionsmengenrestriktion für Zeitungsdruckpapier
⋮	⋮
HYTI	Produktionsmengenrestriktion für Hygienetissue
HSZP	Einsatzbilanz für Primärfaserstoff für Zeitungsdruckpapier
⋮	⋮
HSHT	Einsatzbilanz für Primärfaserstoff für Hygienetissue
FABF	Materialbilanz für feste Abfälle aus der Altpapieraufbereitung

1) Alle Größen in 1000 t.

Literaturverzeichnis

- | | | |
|---|--------|---|
| ARBEITSKREIS
PAPIERABFÄLLE | (1974) | Bericht zum Abfallwirtschaftsprogramm der Bundesregierung, Zusammenfassung der Ergebnisse, Bestandsaufnahme und Maßnahmevorschläge, o. O., 30.11.1974 |
| AYRES, R.U. und
KNEESE, A.V. | (1969) | "Production, Consumption, and Externalities", American Economic Review 1969, S. 282 - 297, wiederabgedruckt als Reprint No. 76, Resources for the Future Reprint Series, Washington 1969 |
| BATTELLE-INSTITUT | (1973) | Verwertung von Altpapier, Heft 6 der Beihefte zu MÜLL und ABFALL, Erich Schmidt-Verlag, Berlin 1973 |
| BAUMANN, H. | (1974) | "Reinhaltung der Gewässer", in: BAUMANN, H., SCHEDEL, U. und MANN, G. (Hrsg.), Wasserwirtschaft in Stichworten, Verlag Ferdinand Hirt, Kiel 1974, S. 171 - 195 |
| BOWER, B.T.,
LÖF, G.O.G. und
HEARON, W.W. | (1973) | "Residuals in Manufacture of Paper", Journal of the Environmental Engineering Division 99, Proceedings of the American Society of Civil Engineers, Februar 1973, H. EE1, S. 1-16 |
| BOWER, B.T.,
LÖF, G.O.G. und
HEARON, W.W. | (1972) | "Residuals Management in the Pulp and Paper Industry", Natural Resources Journal 11, 1971, H. 4, S. 605 - 623, abgedruckt als Reprint No. 100 der Resources for the Future Reprint Series, Resources for the Future, Inc., Washington, D.C., 1972 |
| BRANDT, S. und
RAMER, S. | (1975) | Ruß- und Staubemissionen in der Bundesrepublik, 1964 und 1970. Interner Arbeitsbericht des Instituts für Infrastruktur, Abt. Systemforschung der Universität München, Oktober 1975 |

- BRECHT, W. und
DALPKE, H.-L. (1972) "Geschlossene Wasserkreisläufe in einer altpapierverarbeitenden Papierfabrik", Wochenblatt für Papierfabrikation 100, 1972, H. 16, S. 579 - 585
- BRECHT, W. und
DALPKE, H.-L. (1973) "Über die Reinigung papierindustrieller Restabwässer mittels Aktivkohle", Wochenblatt für Papierfabrikation 101, 1973, H. 14, S. 501 - 513
- BRECHT, W.,
DALPKE, H.-L. und
BÖRNER, F. (1973) "Untersuchung der geschlossenen Wasserkreisläufe in einer weiteren altpapierverarbeitenden Papierfabrik", Wochenblatt für Papierfabrikation 101, 1973, H. 4, S. 113 - 119
- BRECHT, W.,
DALPKE, H.-L. und
BÖRNER, F. (1974) "Geschlossene Wasserkreisläufe in weiteren altpapierverarbeitenden Papierfabriken", Wochenblatt für Papierfabrikation 102, 1974, H. 7, S. 223 - 234
- BRECHT, W. und
VELINSKY, J. (1969) "Über den spezifischen Wasserbedarf von Sulfitzellstofffabriken", Das Papier 23, H. 4 (1969), S. 181 - 192
- BRECHT, W. und
ZIPPEL, F. (1963) Wege zur Verbesserung des Wasserhaushalts von Papierfabriken, Eduard RoetherVerlag, Darmstadt 1963
- BRUBAKER, S. (1972) To Live on Earth. Man and His Environment in Perspective, Baltimore and London, The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Md., 1972
- BUNDESMINISTERIUM
DES INNEREN (1974) Umwelt und Energie, Umweltbrief Nr. 9, Bonn, 15. November 1974
- BUNDESREGIERUNG
(Hrsg.) (1971) Materialienband zum Umweltprogramm der Bundesregierung 1971, Deutscher Bundestag, 6. Wahlperiode, VI/2710, Dez. 1971
- BUNDESVERBAND
PAPIERROHSTOFFE
e. V. (Hrsg.) (1973) Altpapier-Qualitäten und Sorten, Köln 1973

- CALLOWAY, J.A., (1974) "Industrial Economic Model of Water
SCHWARTZ, Jr., A.K. Use and Waste Treatment for Amomia",
und THOMPSON, R.G. Water Resources Research 10, 1974,
No. 4, S. 650 - 658
- COMMONER, B. (1972) "The Environmental Cost of Economic
Growth", in: SCHURR, S.H. (Ed.),
Energy, Economic Growth and the En-
vironment, The Johns Hopkins Press,
Baltimore 1972, S. 30 - 65
- CRYSLER, F.S. (1971) "The Demand for Recycled Fibres",
TAPPI 54, 6. June 1971, H. 6, S.
904 - 909
- DALPKE, H.-L. (1973) "Möglichkeiten der Abwasser-Klärung",
Wochenblatt für Papierfabrikation 101,
1973, H. 8, S. 252 - 255
- DALPKE, H.-L. und (1974) "Über den spezifischen Abwasseranfall
GÖTTSCHING, L. und die spezifische Schmutzfracht von
Papierfabriken", Wochenblatt für Pa-
pierfabrikation 102, 1974, H. 19,
S. 721 - 730
- DANNINGER, H. (1971) "Wege zur weiteren Verbesserung der
Ablaugenerfassung in Lenzing", Wo-
chenblatt für Papierfabrikation 99,
1971, H. 6, S. 725 - 727
- v. d. EMDE, W. (1969) "Entwurf Belebungsbecken", in: v.d.
EMDE, W. (Hrsg.), Abwasserreini-
gungsanlagen. Entwurf - Bau - Betrieb,
Wiener Mitteilungen Band 4, Wien 1969,
S. F1 - 26
- v. d. EMDE, W., (1973) Zellstoffabwässer, Anfall und Reinigung,
FLECKSEDER, H., Wiener Mitteilungen, Band 13, Wien
HUBER, L. und 1973
VIEHL, K.
- ESCHENBACH, C.-A. (1971) "Neue Erfahrungen beim Bau und Betrieb
von Restabwasserkläranlagen", Wo-
chenblatt für Papierfabrikation 99, 1971,
H. 19, S. 773 - 780

- FLECKSEDER, H. (1973) Beitrag zur Reinigung der Abwässer aus der Sulfitzellstoffherzeugung, Dissertation TH Wien 1973, auszugsweise abgedruckt in: v. d. EMDE, W., FLECKSEDER, H., HUBER, L. und VIEHL, K. (1973), Zellstoffabwässer, Anfall und Reinigung, Wiener Mitteilungen, Band 13, Wien 1973
- FORSYTHE, J. J. (1972) "Recycling of Paper", TAPPI 55, May 1972, H. 5, S. 679 - 690
- FREY, B. S. (1972) Umweltökonomie, Vandenhoeck & Ruprecht, Göttingen 1972
- FRIEDRICH, G. (1976) "Verfahrenstechnischer Stand heutiger Altpapleraufbereitungen", Vorabdruck aus dem Wochenblatt für Papierfabrikation 104, 1976, Nr. 1 bis 3, S. 27 - 37
- FWPCA (1967) The Cost of Clean Water, Vol. III, Industrial Waste Profiles No. 3 - Paper Mills, U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. 1967
- GERLACH, E. und ROSKE, K. (1971) "Siedlungsentwässerung", in: PRESS (Hrsg.), Taschenbuch der Wasserwirtschaft, Hamburg 1971
- GÖTTSCHE, L. und STÜRMER, L. (1974) "Kann der Altpapiereinsatz in der deutschen Papierindustrie noch gesteigert werden?", Das Papier 28, 1974, H. 10A, S. V95 - 110
- GRÜNEWALD, H. (1976) "Ursprung und Anfall, Eignung und Einsatz von Altpapier", Vorabdruck aus dem Wochenblatt für Papierfabrikation 104, 1976, Nr. 1 bis 3, S. 4 - 12
- HADLEY, G. (1969) Nichtlineare und dynamische Optimierung, Physica-Verlag, Würzburg - Wien 1969
- HANSSMANN, F. (1968) Operations Research Techniques for Capital Investment, Wiley & Sons, New York 1968
- HANSSMANN, F., DIRUF, G., FISCHER, W., RAMER, S. und SCHÖNBAUER, J. (1976) Systemforschung im Umweltschutz, Erich Schmidt Verlag, Berlin - Bielefeld - München 1976

- HENDERSON, H. M. (1973) Mikro-ökonomische Theorie, Verlag und QUANDT, R. E. Franz Vahlen, München 1973
- HENDRICKSON, E. R., (1970) Control of Atmospheric Emissions in the Wood Pulp Industry; Final Report, ROBERSON, J. E. und Studie für die National Air Pollution KOGLER, J. B. Control Administration (NAPCA), Vol. I-III, National Technical Information Service, Springfield, Va., 1970
- HITCH, C. J. (1973) "The Environment: A New Challenge for Operations Research", in: ROSS, M. (Ed.), Operational Research '72, North Holland 1973, pp. 31 - 39
- HORNKE, R. (1965) "Erfahrungen mit dem Lenzinger Magnesumbisulfatverfahren", Das Papier 19, 1965, H. 10a, S. 685 - 689
- HORNKE, R. (1971) "Ablaugenprobleme bei der Magnesumbisulfat-Zellstoffherstellung - ein Vergleich mit dem Kalziumbisulfataufschluß", Wochenblatt für Papierfabrikation 99, 1971, H. 18, S. 685 - 687
- HORNER, R. und (1975) "Maßnahmen der Sulfatzellstoff-Industrie DANNINGER, H. zur Minderung der Abwasserbelastung", Das Papier 29, 1975, H. 6, S. 241 - 245
- HORNKE, R. und (1975) "Möglichkeiten der Reduktion der BSB₅- KÜNSTNER, W. verbrauchenden Stoffe in Brüdenkondensaten aus Sulfitablaugeneindampfung", Wochenblatt für Papierfabrikation 103, 1975, H. 6, S. 195 - 199
- HUBER, L. (1971) "Austreiben, Adsorbieren", in: v. d. EMDE (Hrsg.), Vorträge des 6. ÖWWV-Seminars in Raach, 29. 3. - 2. 4. 1971, Wiener Mitteilungen Band 6, Wien 1971, S. G1 - 36
- IBM (1971) Mathematical Programming System/360, Version 2, Linear and Separable Programming - User's Manual, Program Number 360A-CO-14X, o.O., 3rd Edition, reprinted 1971

- | | | |
|---|--------|---|
| IVW-Informations-
gemeinschaft zur Fest-
stellung der Verbrei-
tung von Werbeträgern
e.V. (Hrsg.) | (1975) | Auflagenliste 4/1974, Bonn - Bad
Godesberg 1975 |
| JACOBY, N.H. | (1973) | "Organization for Environmental
Management - National and Trans-
national", Management Science 19,
1973, No. 10, S. 1138 - 1150 |
| KNEESE, A.V. | (1970) | "Protecting Our Environment and
Natural Resources in the 1970's",
in: (U.S.) HOUSE OF REPRESENT-
ATIVES (Eds.), The Environmental
Decade (Action Proposals for the
1970's), Hearings before a Subcom-
mittee of the Committee on Government
Operations, U.S. Government Printing
Office, Washington 1970, S. 190-197,
wiederabgedruckt als Reprint No. 88
der Resources for the Future Reprint
Series, Washington 1970 |
| KNEESE, A.V. | (1973) | "Management Science, Economics
and Environmental Science", Manage-
ment Science 19, 1973, No. 10,
S. 1122 - 1137 |
| KNEESE, A.V., and
BOWER, B.T. | (1968) | Managing Water Quality: Economics,
Technology, Institutions, published
for Resources for the Future, Inc.,
by The Johns Hopkins University Press,
Baltimore 1968 |
| KREKO, B. | (1968) | Lehrbuch der linearen Optimierung,
VEB Deutscher Verlag der Wissen-
schaften, Berlin 1968 |
| LANG, H. | (1972) | "Umwelteinflüsse bei der Umstellung
einer Zellstofffabrik auf das Magnesium-
bisulfidverfahren", Das Papier 26,
H. 10a, 1972, S. 643 - 645 |

- LAVE, L.B. (1972) "Air Pollution Damage: Some Difficulties in Estimating the Value of Abatement", in: KNEESE, A.V. and BOWER, B.T. (Eds.), Environmental Quality Analysis, The Johns Hopkins Press, Baltimore and London 1972, S. 213 - 242
- LENGYEL, P. und MORVAY, S. (1973) Chemie und Technologie der Zellstoffherstellung, Güntter-Staib Verlag, Biberach/Riss 1973
- LEPPERDINGER, H.-J. (1974) Zur Konzeption einer Umweltsteuer. Ansätze einer umweltorientierten Steuerpolitik, Diss. München 1974
- MADSEN, F. (1972) "Tendenzen bei der Altpapierverwertung: Faserrückgewinnung aus Stadtmüll", Das Papier 16, 1972, H. 10A, S. 677
- MANNE, A.S. und MARKOWITZ, H.M. (1963) "Scope and Method of Process Analysis", in: MANNE, A.S. und MARKOWITZ, H.M. (Eds.), Studies in Process Analysis, Economy-wide Production Capabilities, John Wiley and Sons, Inc., New York - London 19 , S. 1 - 28
- McKEE, R.C. (1972) "Effect of Recycling on Fiber and Sheet Properties", in: TAPPI-CA Report No. 45, Atlanta, Ga., 1972, S. 33 - 55
- MEADOWS, D., MEADOWS, D., ZAHN, E. und MILLING, P. (1972) Die Grenzen des Wachstums, Deutsche Verlags-Anstalt, Stuttgart 1972
- MEYER-ABICH, K.-M. (1974) "Umweltpolitik und qualitatives Wachstum", BP-Kurier 1974, H. 3, S. 14-18
- MINISTER FÜR ARBEIT, GESUNDHEIT UND SOZIALES DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (1972) Emissionskataster Köln, Verlag TÜV Rheinland, Köln 1972
- MUSSELMANN, W. (1976) "Die Altpapieraufbereitung aus der Sicht der Maschinenindustrie. Eine Kosten-Nutzen-Betrachtung", Vorabdruck aus dem Wochenblatt für Papierfabrikation 104, 1976, Nr. 1 bis 3, S. 43 - 57

- | | | |
|------------------------------------|---------|--|
| NEPENIN, N.N. | (1960) | Chemie und Technologie der Zellstoffherstellung, Band I: Die Herstellung von Sulfitzellstoff, Akademie-Verlag, Berlin 1960 |
| OETTL, K. | (1969) | "Die haushälterische Nutzung natürlicher Hilfsquellen als gesellschafts- und wirtschaftspolitische Aufgabe", Natur und Landschaft 44, 1969, Nr. 4, S. 82 - 83 |
| OETTL, K. | (1973) | "Verkehrswesen und Umweltschutz", Vortrag gehalten am 27.8.1973 anlässlich des Quattordicesimo corso internazionale degli studi superiori riguardante l'organizzazione dei trasporti nell'integrazione economica europea in Trieste, hier zitiert aus: unveröffentlichte Thesen zu diesem Vortrag, Institut für Verkehrswesen und öffentliche Wirtschaft der Universität München |
| PLOETZ, Th. | (1973) | Referat für das Umwelt-Hearing des Bundesministeriums des Innern am 15./16. Nov. 1973 in Bonn |
| PLOETZ, Th. | (1974a) | "Reinigung von Bleichereiabwässern der Zellstoffindustrie mit Aluminiumoxid", Das Papier 28, 1974, H.10a, S. V39 - 42 |
| PLOETZ, Th. | (1974b) | "Über den Stand der Abwassergeld-Gesetzgebung", Das Papier 28, 1974, H. 10A, S. V52-55 |
| POTHMANN, D. | (1975) | "Abfallpapier: Altpapier und Papierabfall", Das Papier 29, 1975, H.10A, S. V140-150 |
| QUIMBY, T.H.E.,
und BOWER, B.T. | (1973) | Recycling: The Alternative to Disposal, als Manuskript zur Verfügung gestellt von Resources for the Future, Washington 1973 |

- | | | |
|---|--------|--|
| RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN | (1974) | Umweltgutachten 1974, Kohlhammer Verlag, Stuttgart und Mainz, März 1974 |
| RESOURCES FOR THE FUTURE (Ed.) | (1974) | Annual Report 1974, Washington, D.C., 1974 |
| RINCKE, G., IRMER, H., GÖTTSCHING, L. und DALPKE, H.-L. | (1975) | Gutachten über einzel- und volkswirtschaftliche Auswirkungen des geplanten Abwasserabgabengesetzes auf die Papier- und Zellstoffindustrie (im Auftrage des Bundesministers des Innern), Darmstadt 1975 |
| ROBERSON, J.E., HENDRICKSON, E.R., und TUCKER, W.G. | (1971) | "The NAPCA Study of the Control of Atmospheric Emissions in the Wood Pulping Industry", TAPPI 54, 1971, H. 2, S. 239 - 244 |
| RUSSELL, C.S. | (1971) | "Models for Investigation of Industrial Response to Residuals Management Actions", Swedish Journal of Economics 1971, S. 134 - 156, Wiederabgedruckt als Reprint No. 95, Resources for the Future Reprint Series, Washington 1971 |
| RUSSELL, C.S. | (1973) | Residuals Management in Industry: A Case Study of Petroleum Refining, published for Resources for the Future, Inc., by The Johns Hopkins Press, Baltimore, Md., and London 1973 |
| RUSSELL, C.S. and SPOFFORD, W.O. | (1972) | "A Quantitative Framework for Residuals Management Decisions", in: KNEESE, A.V., and BOWER, B.T. (Eds.), Environmental Quality Analysis, The Johns Hopkins Press, Baltimore, Md., and London 1972 |
| RUSSELL, C.S. und VAUGHAN, W.J. | (1974) | "A Linear Programming Model of Residuals Management for Integrated Iron and Steel Production", in: Journal of Environmental Economics and Management 1, 1974, S. 17 - 42; wiederabgedruckt als Reprint No. 114, Resources for the Future Reprint Series, Washington 1974 |

- SAWYER, Jr., J.W., (1974) "Modelling Process Substitutions in the Analysis of Liquid Residual Management in a Paper Mill", Paper prepared for Presentation at the TIMS/ORSA International Meeting, Session on Economic Modelling for Water Policy Evaluation, San Juan, Puerto Rico, 17. Oktober 1974
- SCHERLER, A. (1972a) "Abwassertechnische Charakterisierung von Sulfitzellstoffbleicherei-Abwässern und deren Verhalten beim biologischen Abbau", Wochenblatt für Papierfabrikation 100, 1972, H. 14, S. 523 - 526
- SCHERLER, A. (1972b) "Die Reinigung von Restabwässern der Sulfitzellstoff-Industrie", Das Papier 26, 1972, H. 10A, S. 637 - 642
- SCHERLER, A. (1973) "Die biologische Reinigung von Restabwässern der Papierindustrie", in: ATICELCA (Hrsg.), (Proceedings of the XV EUCEPA Conference on) Harmonizing pulp and paper industry with environment, in Rom, 7.- 11. Mai 1973, Rom 1973, S. 505 - 521
- SCHERLER, A. (1974a) "Biologische Verfahren zur Reinigung von Restabwässern der Papierindustrie", Wochenblatt für Papierfabrikation 102, 1974, H. 6, S. 204 - 207
- SCHERLER, A. (1974b) "Einige Aspekte der Behandlung und Beseitigung von biologischen und nicht-biologischen Schlämmen der Papier- und Kartonindustrie", Wochenblatt für Papierfabrikation 102, 1974, H. 9, S. 315 - 324
- SCHWEIZER, G. (1973) Dokumentation über den Einsatz von Altpapier in der Papierindustrie, München 1973
- SINGLETON, Jr., F.D., (1974) An Integrated Power Process Model of Water Use and Wastewater Treatment in Chlor-Alkali Production, University of Houston, November 1974
- BOWER, B.T. und
LÖF, G.O.G.
- CALLOWAY, J.A., und
THOMPSON, R.G.

- SPEER, J. (1973) "Zur Definition, Systematik und Organisation der Umweltforschung", Vortrag gehalten auf der Jahrestagung des Internationalen World Wildlife Fund im Oktober 1973 in Bonn, abgedruckt in: DFG-Mitteilungen 1973, H. 4, S. 3 - 14
- STEINHORST, H.-G. (1976) "Rohstoffrückgewinnung durch den Altpapierhandel - Struktur, Arbeitsweise, ökonomische, technische und organisatorische Probleme, innere und äußere Grenzen", Vorabdruck aus dem Wochenblatt für Papierfabrikation 104, 1976, Nr. 1 bis 3, S. 12 - 17
- STONE, J., KLEIN, R.A., (1974)
SLIMAK, D.Y.,
SCHWARTZ, Jr., A.K.
und THOMPSON, R.G. An Integrated Power Process Model of Water Use and Waste Treatment in Olefins Production, NSF-Grant, Draft Report, University of Houston 1974
- STREETER, H.W. und (1925)
PHELPS, E.B. "A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River", United States Public Health Services Bulletin, 146, 1925
- STRITTMATTER, G. (1971) "Die aktuellen Restabwasserklärverfahren", Wochenblatt für Papierfabrikation 99, 1971, H. 21, S. 885-890
- STRITTMATTER, G. (1973) "Die Behandlung und Beseitigung von Restabwasserschlämmen der Papierindustrie", in: ATICELCA (Hrsg.), (Proceedings of the XV EUCPA Conference on) Harmonizing pulp and paper industry with environment, in Rom, 7. - 11. Mai 1973, Rom 1973, S. 407 - 418
- SWEDISH STEAM (1974)
USERS' ASSOCIA-
TION (Ed.) The SSVL Environmental Care Project, Technical Summary, Brolins Offset, Stockholm 1974

- | | | |
|---|---------|---|
| THOMPSON, R.G.,
CALLOWAY, J.A., und
SCHWARTZ, Jr., A.K. | (1974) | "National Economic Models of Industrial Water Use and Waste Treatment", Paper presented at the Joint Meeting of the Operations Research Society of America and The Institute of Management Sciences in San Juan, Puerto Rico, 17 October 1974 |
| TSAO, C.S., und
DAY, R.H. | (1971) | "A Process Analysis Model of the U.S. Steel Industry", Management Science 17, 1971, No. 10, S. B-588 - B-608 |
| VDP | (1974a) | Verband Deutscher Papierfabriken e.V. (Hrsg.), Papier 1973 - Ein Leistungsbericht, Bonn 1974 |
| VDP | (1974b) | Verband Deutscher Papierfabriken e.V. (Hrsg.), Umweltbilanz der Deutschen Zellstoff- und Papierindustrie, Bonn 1974 |
| VIRKOLA, N.-E.,
JÄRVELÄ, O. und
VARTAINEN, V. | (1963) | "The Pulping Process and the Bleachability of Spruce Paper Grade Pulps", Paper presented at the European Conference of Pulp and Paper Industrial Technology, Paris, 21. - 25. Oktober 1963 |
| WALZEL-WIESEN-
TREU, B. | (1971) | Maßnahmen zur Lösung der Abwasserfragen in Zellstofffabriken, Berichte der Wasserwirtschaftlichen Rahmenplanung der Steiermärkischen Landesregierung, Graz 1971 |
| Information Dalpke | (1975) | Memorandum eines vom Verfasser am 6. Mai 1975 mit Dr. H.-L. Dalpke von der Wasser- und Abwasserforschungsstelle des VDP am Institut für Papierfabriken der TH Darmstadt geführten Gesprächs |
| Information PWA | (1975) | Beantwortung eines vom Verfasser vorgelegten Fragenkataloges durch die Papierwerke Waldhof-Aschaffenburg-Raubling, 8. Juli 1975 |
| SUDAN, J. | (1975) | persönliche Mitteilung vom 30.4.1975 |

Lebenslauf

Name:	Schönbauer
Vornamen:	Josef Peter
Geburtstag:	27. Juni 1941
Geburtsort:	Kolbermoor
Staatsangehörigkeit:	deutsch
Familienstand:	verheiratet
Wohnort:	8011 Neukeferloh, Böhmerwaldstr. 3a
Name und Anschrift der Eltern:	Josef Schönbauer Elisabeth Schönbauer, geb. Reiter 8201 Mitterhart Schäfersledlung 8
Schulen:	1947 - 1955 Volksschule Kolbermoor 1955 - 1957 Handelsschule Kolbermoor 1964 - 1967 Studium an der Höheren Wirtschaftsfachschule München 1967 - 1971 Studium der Betriebswirtschaftslehre an der Universität München
Berufsweg:	1957 - 1960 Lehrzeit als Großhandelskaufmann bei Fa. Max Krug oHG, Rosenheim 1960 - 1962 Tätigkeit als kaufm. Angestellter bei Fa. Max Krug oHG, München 1962 - 1964 Tätigkeit als kaufm. Angestellter bei Fa. Josef Winter & Co KG, Thansau 1970 - 1971 Hilfskraft am Institut für Unternehmens- und Verfahrensforschung der Universität München seit 1971 Assistent am Institut für Unternehmens- und Verfahrensforschung der Universität München



difo-druck · 8600 bamberg
untere königstraße 30